

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL DE UMA ÁREA
CONTAMINADA POR RESÍDUOS INDUSTRIAIS**

Alberto Bernd Lima e Silva

Porto Alegre

Setembro 2005

ALBERTO BERND LIMA E SILVA

**INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL DE UMA ÁREA
CONTAMINADA POR RESÍDUOS INDUSTRIAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em
Engenharia na modalidade Acadêmico

Porto Alegre

Setembro 2005

ALBERTO BERND LIMA E SILVA

**INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL DE UMA ÁREA
CONTAMINADA POR RESÍDUOS INDUSTRIAIS**

Esta dissertação de mestrado foi julgada adequada para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA e aprovada em sua forma final pelo professor orientador e pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Porto Alegre, 30 de setembro de 2005

Prof. Fernando Schnaid
Ph.D. Oxford University, UK
Orientador

Prof^a. Wai Ying Yuk Gehling
Dr^a. Universidad Politécnica de Catalunya, ES
Orientadora

Prof. Fernando Schnaid
Coordenador do PPGEC/UFRGS

BANCA EXAMINADORA

Prof. Márcio de Souza Soares de Almeida (COPPE/UFRJ)
Ph.D. University of Cambridge, UK

Prof. Nelson Oswaldo Luna Caicedo (IPH/UFRGS)
Ph.D. Colorado State University, US

Prof. Nilo César Consoli (PPGEC/UFRGS)
Ph.D. Concordia University, CAN

À minha família e a minha noiva Claudine.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar meus agradecimentos às pessoas que colaboram na realização deste trabalho.

Ao meu orientador pelo incentivo, amizade, confiança e dedicação, e sem o qual não teria condições de trilhar este caminho.

A minha orientadora pela amizade, pelos conhecimentos transmitidos e pela atenção dada em todos os momentos.

Aos meus colegas e amigos Diego Nacci e Fernando Mantaras, pela grande ajuda na realização dos ensaios de cone resistivo e que juntos enfrentamos o sol, o calor e a poluição.

Ao Laboratório de Geotecnia e Geotecnologia Ambiental, em nome do Prof. Nilo César Consoli, pelo auxílio na preparação das amostras de solo.

Ao Laboratório de Mecânica dos Solos, em nome do Prof. Adriano Virgílio Damiani Bica, pelo espaço e material disponibilizados.

À colega Carolina Feuerharmel, e às auxiliares de pesquisa Carla, Helena e Juliana, pelo auxílio prestado nos ensaios de caracterização das amostras de solo.

Ao corpo técnico da refinaria, pelo apoio prestado através dos dados fornecidos e suporte financeiro para a realização das sondagens de SPT.

À ECOGEO, que forneceu o equipamento de cravação necessário para a execução dos ensaios de cone resistivo.

Ao CNPq pela bolsa de estudos fornecida.

Aos meus colegas de mestrado Aline, Ana Paula, Augusta, Cássio, Diego Foppa, Diego Wesseling, Fábio, Felipe, Leandro, Otávio, Rodrigo, Taís e Viviane.

Aos meus pais, Vera e Cláudio, e aos meus irmãos Cristiano, Andréia e Eduardo, pelo apoio e incentivo em todos os momentos.

Em especial, a minha noiva Claudine, pelo carinho, companheirismo, paciência e compreensão ao longo deste trabalho.

O mundo se tornou perigoso porque os homens
aprenderam a dominar a natureza antes de dominarem a si
mesmos
Albert Schweitzer

RESUMO

LIMA E SILVA, A.B. **Investigação Geoambiental de uma Área Contaminada por Resíduos Industriais**. 2005. (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRGS, Porto Alegre.

O presente estudo tem por objetivo apresentar e discutir os resultados de uma investigação geoambiental realizada em uma área contaminada por resíduos industriais, na qual foi depositada borra oleosa ácida. Sondagens de simples reconhecimento (SPT) foram empregadas para a identificação do perfil estratigráfico da área, e ensaios laboratoriais (granulometria e limites de Atterberg) foram utilizados para caracterização das amostras de solo. Os resultados mostraram que o subsolo da área é constituído por um perfil de solo residual composto essencialmente pelas frações argila e silte.

Uma série de sondagens de cone resistivo (RCPT) foi realizada na área com o objetivo de detectar a presença de contaminantes no subsolo, através de medidas da resistividade elétrica. As verticais resistivas foram comparadas com os resultados de duas campanhas de geofísica superficial por eletro resistividade, que foram obtidas em trabalhos anteriores de avaliação da contaminação da área. Com o propósito de avaliar a eficiência do cone resistivo na identificação das zonas contaminadas, os ensaios de RCPT foram realizados próximos a poços de monitoramento, onde foram coletadas amostras da água subterrâneas para análises quantitativas da contaminação.

O principal efeito da contaminação do meio físico é redução dos parâmetros físico-químicos, pH e resistividade elétrica da água subterrânea, em razão da elevada quantidade de ácido sulfúrico e metais que são liberados pelo resíduo borra ácida depositado na área. Através das verticais resistivas foi possível identificar uma zona altamente contaminada até 5 m de profundidade, caracterizada por valores muito baixos de resistividade. Os dados fornecidos pelo cone resistivo apresentaram concordância satisfatória com as análises químicas e físico-químicas da água subterrânea. Nas zonas superficiais do subsolo (< 5 m de profundidade) os valores de resistividade obtidos pelo cone resistivo foram inferiores àqueles obtidos através da geofísica de superfície. A compatibilidade entre os resultados foi observada para as cotas mais profundas do subsolo.

Palavras-chave: resíduo industrial; contaminação do subsolo; resistividade; cone resistivo

ABSTRACT

LIMA E SILVA, A.B. **Geo-environmental Site Investigation of an Area Contaminated by Industrial Waste**. 2005. Master of Science Thesis – Pos-Graduation Course in Civil Engineering, UFRGS, Porto Alegre.

A geo-environmental site investigation of an area contaminated by industrial waste in which a acid oily sludge has been deposited is the aim of the present research. Standard penetration tests (SPT) have been carried out to identify the soil profile and laboratory tests (granulometry and Atterberg limits) were performed to characterize the soil at different depths. Results have identified a silty-clay residual soil profile.

A series of resistivity cone tests (RCPT) has been carried out to complement the site investigation programme in an attempt to detect contamination of the soil and the aquifer based on electrical resistivity measurements. These measurements were compared to both electrical profiling test data and physical-chemical analysis of sampled water from borehole logs.

Contaminated regions have been identified by alterations in the physical-chemical, pH and electrical resistivity properties of the aquifer due to the high content of sulfuric acid and metals produced by the waste. Resistivity profiles allowed a highly contaminated region to be identified at depths up to 5m which has been characterized by very low values of electrical resistivity. Through a detailed analysis, chemical and physical-chemical data have been cross-reference to resistivity measurements in an attempt to elucidate the hydro-geological regime of the site and the contamination processes that are taking place in the area around the waste deposit. In addition, a comparison between electrical resistivity and electrical profiling test data showed conflicting measurements mainly within the contaminated region (from the surface up to 5 m) where the cone yielded values that are lower than those attained by surface profiling.

Key-words: industrial waste; soil contamination; resistivity, electrical-resistivity cone.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	13
LISTA DE SÍMBOLOS	14
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	15
1 INTRODUÇÃO	16
1.1 ÁREAS CONTAMINADAS E INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL.....	16
1.2 OBJETIVO E METODOLOGIA.....	18
1.3 DESCRIÇÃO DOS CAPÍTULOS.....	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1 CONTAMINAÇÃO POR COMPOSTOS ORGÂNICOS (NAPL).....	20
2.1.1 Transporte de NAPL em Subsuperfície	21
2.1.1.1 DNAPL.....	23
2.1.1.1 LNAPL.....	25
2.2 CONTAMINAÇÃO POR METAIS.....	27
2.2.1 Complexação	27
2.2.2 Precipitação	28
2.2.3 Oxidação/Redução	28
2.2.4 Adsorção/Troca Iônica	29
2.2.5 Comportamento de Metais em Subsuperfície	29
2.3 PROPRIEDADES DO MEIO GEOLÓGICO QUE AFETAM O TRANSPORTE DE CONTAMINANTES.....	32
2.3.1 Porosidade e Condutividade Hidráulica	32
2.3.2 Propriedades Físico-Químicas do Solo	34
2.4 AVALIAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS.....	36
2.4.1 Background e Parâmetros de Análise	38
2.4.2 Programa de Amostragem	40
2.4.3 Frequência de Amostragem	41
2.4.4 Coleta de Amostras de Água e Solo	42
2.5 MÉTODOS INDIRETOS DE INVESTIGAÇÃO.....	45
2.5.1 Métodos Resistivos	46
2.5.1.1 Geofísica Superficial por Eletro Resistividade.....	51
2.5.1.2 Cone Resistivo (RCPT - Resistivity Cone Penetration Test).....	54
3 ESTUDO DE CASO	58

3.1 GEOLOGIA, GEOMORFOLOGIA E PEDOLOGIA DA ÁREA.....	58
3.1.1 Geologia Regional.....	58
3.1.2 Geomorfologia e Pedologia.....	60
3.2 CLIMA, HIDROGRAFIA E VEGETAÇÃO.....	61
3.3 DEPÓSITO DE RESÍDUOS.....	62
3.3.1 Produção do Resíduo Borra Oleosa Ácida.....	64
3.3.2 Caracterização da Borra Oleosa Ácida	65
3.4 TRABALHOS DE DIAGNÓSTICO REALIZADOS NA ÁREA.....	69
3.4.1 Geofísica Superficial por Eletro Resistividade.....	69
3.4.2 Caracterização Hidrogeológica da Área.....	76
3.4.3 Análises Químicas e Físico-Químicas.....	79
3.4.3.1 Análises da Água Subterrânea.....	79
3.4.3.2 Análises do Solo.....	83
3.4.3.3 Análises da Água Superficial.....	85
4 INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL.....	88
4.1 ENSAIOS SPT.....	88
4.1.1 Resultados.....	90
4.2 ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO.....	93
4.2.1 Resultados.....	94
4.3 ENSAIOS DE CONE RESISTIVO (RCPT).....	98
4.3.1 Resultados.....	101
4.3.1.1 Ensaio RCPT-A (<i>Background</i>).....	101
4.3.1.2 Ensaio RCPT-B (Depósito de Resíduo).....	104
4.3.1.3 Ensaio RCPT-4, RCPT-4-5 e RCPT-5.....	106
4.3.1.4 Ensaio RCPT-1, RCPT-2 e RCPT-3.....	109
4.3.2 Comparação dos Resultados de RCPT com a Geofísica de Superfície.....	115
4.4 ANÁLISES QUÍMICAS E FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA SUBTERRÂNEA.....	120
5 ANÁLISE GEOAMBIENTAL.....	123
5.1 HIDROGEOLOGIA E TRANSPORTE DE CONTAMINANTES.....	123
5.2 ANÁLISE DA CONTAMINAÇÃO.....	126
5.3 CONE RESISTIVO E ANÁLISES QUÍMICAS.....	130
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	136
7 REFERÊNCIAS.....	140
Anexo 1 - Composição granulométrica das amostras de solo obtidas nas sondagens SPT.....	145

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: curvas de variação da condutividade hidráulica relativa para a água e NAPL.....	22
Figura 2.2: migração de DNAPL na zona não saturada.....	23
Figura 2.3: migração de DNAPL na zona saturada.....	24
Figura 2.4: deformação da linha do nível d'água resultante de um grande suprimento de LNAPL.....	25
Figura 2.5: LNAPL residual após o esgotamento da fonte poluidora.....	26
Figura 2.6: configuração do arranjo Wenner.....	51
Figura 2.7: configuração do arranjo Schlumberger.....	52
Figura 2.8: cone resistivo.....	56
Figura 3.1: foto aérea da área estudada.....	59
Figura 3.2: chuva acumulada mensal.....	62
Figura 3.3: disposição dos depósitos de resíduos industriais na região.....	63
Figura 3.4: valas preenchidas com borra ácida.....	64
Figura 3.5: posição da linha geofísica A e das seções geofísicas 08, 09, 10 e 11.....	70
Figura 3.6: seção geofísica 08.....	72
Figura 3.7: seção geofísica 09.....	73
Figura 3.8: seção geofísica 10.....	74
Figura 3.9: seção geofísica 11.....	75
Figura 3.10: localização dos poços de monitoramento, piezômetros e régua linimétrica instalados na área.....	77
Figura 4.1: localização dos ensaios de SPT.....	89
Figura 4.2: execução do furo de sondagem SPT-4.....	89
Figura 4.3: execução do ensaio SPT-B.....	90
Figura 4.4: seção stratigráfica 1.....	90
Figura 4.5: seção stratigráfica 2.....	91
Figura 4.6: resultados das sondagens SPT-A e SPT-B.....	92
Figura 4.7: curvas granulométricas das amostras retiradas na sondagem SPT-3.....	94
Figura 4.8: curvas granulométricas das amostras retiradas na sondagem SPT-5.....	95
Figura 4.9: curvas granulométricas das amostras retiradas na sondagem SPT-A.....	95
Figura 4.10: valores de LL e IP das amostras no gráfico de Casagrande.....	96
Figura 4.11: curvas de calibração do cone resistivo utilizado.....	99
Figura 4.12: execução do ensaio de cone resistivo RCPT-5.....	100
Figura 4.13: posição dos ensaios de cone resistivo na área investigada.....	101

Figura 4.14: resultado do ensaio de cone resistivo RCPT-A (<i>background</i>).....	102
Figura 4.15: resultado do ensaio de cone resistivo RCPT-B.....	104
Figura 4.16: comparação entre os resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-A e RCPT-B.....	105
Figura 4.17: resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-4, RCPT-4-5 e RCPT-5.....	107
Figura 4.18: resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-1.....	109
Figura 4.19: resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-2.....	110
Figura 4.20: resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-3.....	111
Figura 4.21: posição dos ensaios de RCPT na seção geofísica 08.....	115
Figura 4.22: posição dos ensaios de RCPT na seção geofísica 09.....	116
Figura 4.23: posição dos ensaios de RCPT na seção geofísica 10.....	116
Figura 4.24: posição dos locais de <i>background</i> da campanha geofísica de 2000.....	119
Figura 5.1: regime hidrogeológico da área.....	124
Figura 5.2: pH das amostras em função da concentração de enxofre.....	126
Figura 5.3: resistividade elétrica das amostras em função da salinidade.....	127
Figura 5.4: comparação dos ensaios de cone resistivo RCPT-1, RCPT-2, RCPT-3 e RCPT-B.....	132
Figura 5.5: comparação dos resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-4, RCPT-5 e RCPT-4-5 com o <i>background</i> e o ensaio RCPT-B (resíduo).....	134

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: valores de resistividade elétrica de alguns materiais.....	48
Tabela 3.1: resultados dos ensaios de lixiviação e massa bruta do resíduo borra ácida.....	65
Tabela 3.2: resultado do ensaio de solubilização do resíduo borra ácida.....	66
Tabela 3.3: resultado do ensaio de massa bruta do resíduo borra ácida.....	67
Tabela 3.4: valores de resistividade e sólidos totais de amostras da água superficial da área do Depósito 2.....	71
Tabela 3.5: valores de resistividade do subsolo obtidos nas campanhas geofísicas de 2000 e 2003.....	76
Tabela 3.6: nível d'água nos poços de coleta de amostras e valores de condutividade hidráulica dos solos da área.....	78
Tabela 3.7: parâmetros químicos físico-químicos da água subterrânea.....	80
Tabela 3.8: resultados das análises de metais na água subterrânea.....	81
Tabela 3.9: resultado da análise de metais na água subterrânea.....	82
Tabela 3.10: resultado da análise de metais no solo.....	84
Tabela 3.11: parâmetros físico-químicos da água superficial.....	85
Tabela 3.12: resultados das análises de metais na água superficial.....	87
Tabela 4.1: variação do nível d'água subterrâneo.....	92
Tabela 4.2: limites de Atterberg das amostras.....	97
Tabela 4.3: comparação entre os valores de resistividade obtidos pela geofísica de superfície e os ensaios de RCPT.....	117
Tabela 4.4: comparação dos valores de resistividade de background medidos pelo RCPT e pela geofísica superficial de 2000.....	119
Tabela 4.5: resultados das análises químicas e físico-químicas da água subterrânea.....	121
Tabela 5.1: comparação entre os resultados dos ensaios RCPT e análises químicas e físico-químicas da água subterrânea.....	131

LISTA DE SÍMBOLOS

a: Coeficiente de Tortuosidade
CTC: Capacidade de Troca de Cátions
DBO: Demanda Bioquímica por Oxigênio
DQO: Demanda Química por Oxigênio
Eh: Potencial Redox
FF: Fator de Forma
I: Corrente Elétrica
IA: Índice de Atividade Coloidal
K: Fator Geométrico
LL: Limite de Liquidez
LP: Limite de Plasticidade
m: Coeficiente de Cimentação
n: Porosidade
OD: Oxigênio Dissolvido
pH: Potencial de Hidrogênio
 ρ : Resistividade
 ρ_a : Resistividade Aparente
 ρ_b : Resistividade Total
 ρ_f : Resistividade do Fluido Intersticial
R: Resistência Elétrica
Re: Retenção Específica
S: Grau de Saturação.
 σ : Condutividade Elétrica
V: Tensão Elétrica
w: Teor de Umidade

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ASTM: American Society for Testing and Materials

BTEX : Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno

CE: Caminhamento Elétrico

CETESB: Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental (SP)

CPT: Cone Penetration Test

CPTU: Piezocone Penetration Test

CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente

DNAPL: Dense Non-Aqueous Phase Liquid

EPA U.S.: Environmental Protection Agency

FEPAM: Fundação Estadual de Proteção Ambiental (RS)

HPA: Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

LNAPL: Light Non-Aqueous Phase Liquid

NBR: Norma Brasileira Registrada

NA: Nível d'água

RCPT: Resistivity Cone Penetration Test

SEV: Sondagem Elétrica Vertical

SPT: Standard Penetration Test

1 INTRODUÇÃO

1.1 ÁREAS CONTAMINADAS E INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL

Uma área contaminada pode ser definida como um local ou terreno, cujo solo sofreu dano ambiental significativo que o impede de assumir suas funções naturais ou legalmente garantidas (CETESB, 1999). Entre o grande número de materiais identificados como contaminantes do solo e da água, encontram-se os compostos inorgânicos, os compostos orgânicos sintéticos, os materiais radioativos e as substâncias patogênicas (Fetter, 1999). As atividades industriais, principalmente as ligadas à produção e tratamento de produtos do petróleo (e.g., refinarias), produzem e utilizam uma grande quantidade de compostos orgânicos, como os hidrocarbonetos aromáticos solúveis (e.g., benzeno) associados com combustíveis de petróleo e lubrificantes. Os metais alumínio, cádmio, chumbo, mercúrio, níquel, e o zinco são exemplos de contaminantes inorgânicos que podem estar ligados à indústria petroquímica, mineração e agricultura. A contaminação do subsolo por estas substâncias é causada, muitas vezes, por vazamentos de tanques subterrâneos de armazenamento, derramamentos acidentais durante o transporte e manipulação dos produtos, vazamentos no sistema de produção industrial, ou práticas antigas de destinação final de resíduos, que eram consideradas procedimentos padrão adotados pelas indústrias.

São diversos os problemas causados pela presença de áreas contaminadas, que vão desde a restrição de uso e ocupação, e conseqüente redução do valor imobiliário do local e seu entorno, até o comprometimento da saúde pública e ecossistemas locais (CETESB, 1999). Aquíferos utilizados para abastecimento público e domiciliar também são alvos potenciais de contaminação destas áreas. Nos últimos anos, o problema da contaminação da água subterrânea tornou-se objeto de grande preocupação, tendo em vista o crescente uso deste recurso natural como fonte de abastecimento da população. No Brasil, as águas subterrâneas são responsáveis por 60% do consumo de água potável, além de tratar-se de um recurso complementar mais barato na área servida pela rede pública de abastecimento, dispensando obras caras de captação, adução e tratamento (Informativo da ABAS, 2003). Ao longo dos

anos, foram elaboradas políticas de proteção ambiental voltadas para a preservação deste recurso natural, onde órgãos ambientais como a CETESB e a FEPAM estão envolvidos, agindo como agentes fiscalizadores das atividades antropogênicas potencialmente contaminadoras do meio ambiente.

O diagnóstico de áreas contaminadas é uma ferramenta de apoio em análises de risco ambiental e na tomada de decisão quanto ao método de remediação a ser implementado no sítio. Nos trabalhos de avaliação é preciso entender a extensão dos problemas causados pela contaminação do subsolo, para projetar métodos efetivos de controle e remoção da poluição. Para isso, é necessário desenvolver um modelo conceitual a fim de compreender como os contaminantes comportam-se física e quimicamente no subsolo. Por exemplo, algumas propriedades químicas dos metais (e.g., solubilidade em água) e a sorção pelas partículas orgânicas do solo controlam a velocidade de migração destes contaminante no solo e na água subterrânea. Propriedades físicas do composto orgânico, como a densidade e a viscosidade, determinarão se mesmo irá flutuar ou afundar na água subterrânea. A compreensão destes conceitos irá auxiliar no diagnóstico da área e na implementação do sistema de remediação.

A investigação geoambiental de áreas contaminadas é um processo que compreende a coleta e análise conjunta de dados como: (i) propriedades químicas e físico-químicas do meio geológico e dos contaminantes; (ii) estratigrafia do subsolo e regime hidrogeológico da área; (iii) magnitude, natureza e extensão da contaminação do solo, da água subterrânea e da água superficial.

Estas informações podem ser obtidas através de métodos diretos de investigação como: sondagens de reconhecimento do subsolo, através do uso de ferramentas como o SPT (*Standart Penetration Test*), e sondagens a trado; ensaios de campo e de laboratório para determinar parâmetros hidrogeológicos (e.g., condutividade hidráulica e porosidade); análises laboratoriais para a definição da granulometria e composição mineralógica dos solos; instalação de piezômetros e poços de monitoramento para traçar o regime hidrogeológico da área e também para a retirada de amostras da água subterrânea; análises químicas e físico-químicas do solo e da água superficial e subterrânea.

Os métodos indiretos de investigação geoambiental como a geofísica superficial por eletro resistividade, o piezocone (CPTU - *Piezocone Penetration Test*) e o cone resistivo (RCPT - *Resistivity Cone Penetration Test*) podem ser empregados para estimar parâmetros

geológicos, geotécnicos e hidrogeológicos de interesse, e identificar os locais com suspeita de contaminação. Estas ferramentas podem ser utilizadas para dar suporte na escolha dos locais para a caracterização direta de parâmetros, e na definição dos pontos de amostragem do solo e da água subterrânea, para verificar e monitorar os níveis de contaminação do subsolo. Ainda os métodos indiretos podem ser utilizados para monitorar a contaminação do subsolo durante e após a execução de projetos de contenção, remoção ou atenuação da contaminação do solo e/ou água subterrânea.

A eficiência dos métodos indiretos de investigação, como a geofísica superficial e o cone resistivo, está associada à existência de contrastes bem definidos entre os valores de resistividade, entre um local contaminado e o local de *background* (sem contaminação). Se este contraste não é mensurável, os alvos (zonas contaminadas) não serão reconhecidos.

1.2 OBJETIVO E METODOLOGIA

O escopo principal deste trabalho consiste em uma investigação geoambiental da contaminação de uma área onde foi depositada borra oleosa ácida, que é proveniente de uma refinaria situada na região metropolitana de Porto Alegre.

A etapa inicial do estudo foi constituída por um levantamento sobre as características químicas e físico-químicas do resíduo depositado e aspectos gerais da área relacionados à geologia, pedologia, clima e vegetação. Também foram analisados os dados sobre a poluição da área, que foram extraídos de dois relatórios de avaliação realizados nos anos 2000 e 2003. Nestes trabalhos, foram utilizados métodos indiretos (geofísica superficial por eletro resistividade) e métodos diretos de investigação (poços de monitoramento). Estas informações viabilizaram a realização de uma pré-avaliação das condições da contaminação do subsolo, que auxiliou nas etapas subseqüentes a investigação geoambiental.

Sondagens de simples reconhecimento (SPT) foram empregadas na caracterização estratigráfica do subsolo da área e as amostras obtidas nas sondagens foram caracterizadas em laboratório, através de análise granulométrica e limites de Atterberg (LL e LP).

Uma série de sondagens de cone resistivo (RCPT) foi realizada na área com o objetivo detectar a presença de contaminantes no subsolo, através de medidas da resistividade elétrica.

Com o propósito de avaliar a eficiência da ferramenta na avaliação da contaminação do subsolo da área, as sondagens de RCPT foram realizadas próximas aos poços de monitoramento construídos no trabalho de investigação de 2003, onde amostras da água subterrânea foram retiradas para análises químicas e físico-químicas. Foi escolhido um local de *background* onde foram realizados ensaios de SPT e RCPT, com objetivo de determinar os valores de resistividade dos solos na condição não contaminada e compará-los com os dados de resistividade dos locais com suspeita de contaminação. Os dados dos ensaios de RCPT também foram comparados com os resultados da geofísica de superfície.

O trabalho busca sintetizar o conjunto de informações obtidas, estabelecendo um cenário atual das condições de contaminação do subsolo.

1.3 DESCRIÇÃO DOS CAPÍTULOS

Um resumo do trabalho é sintetizado na seqüência apresentada.

Capítulo 2 - Transporte de contaminantes em meios porosos (hidrocarbonetos e metais), diretrizes a serem empregadas em um trabalho de investigação geoambiental, e métodos diretos e indiretos de investigação que podem ser utilizados, são discutidos a partir de uma criteriosa revisão bibliográfica.

Capítulo 3 - O local investigado, onde são apresentados levantamentos sobre a geologia, hidrogeologia e características do resíduo depositado no aterro, é apresentado e discutido. As informações dos trabalhos de avaliação da contaminação da área também são analisadas.

Capítulo 4 - O capítulo 4 consiste na apresentação dos ensaios realizados na investigação geoambiental e os resultados obtidos.

Capítulo 5 - Neste é feita uma análise conjunta dos dados apresentados nos Capítulos 3 e 4.

Capítulo 6 - O objetivo deste capítulo consiste em fazer uma síntese das principais conclusões obtidas no trabalho de investigação. Também são apresentadas recomendações sobre estudos complementares às informações obtidas nesta pesquisa.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CONTAMINAÇÃO POR COMPOSTOS ORGÂNICOS (NAPL)

Os LNAPL's (light non-aqueous phase liquids – líquidos leves não miscíveis em água) são substâncias cujas densidades são menores que a da água, e nesta se mostram imiscíveis. Os DNAPL's (dense non-aqueous phase liquids - líquidos densos não miscíveis em água) possuem densidades maiores do que a da água. Muitos NAPL's são substâncias constituídas por uma mistura de compostos químicos orgânicos com solubilidades diferentes, que podem ser provenientes do refino do petróleo (Fetter 1999).

O petróleo é separado em frações através de um processo de destilação, onde o ponto de ebulição do hidrocarboneto está relacionado ao seu número de átomos de carbono. A composição de cada fração é complexa e varia de acordo com as características do petróleo e da própria refinaria. Os compostos formados em cada etapa do fracionamento possuem aproximadamente o mesmo número de átomos de carbono e ponto de ebulição (Fetter, 1999). Alguns produtos provenientes deste processo são a gasolina, o querosene e o óleo de motor. Estes produtos, além de possuírem hidrocarbonetos em sua composição, contém também elementos químicos como o nitrogênio, fósforo, enxofre e os metais (Faust & Montroy, 1996).

Os produtos que compõem a fração média do processo de refino (e.g., querosene) possuem em torno de 500 compostos, que tendem a ser mais densos, menos voláteis, menos solúveis em água e menos móveis do que as frações mais leves. Óleos e lubrificantes são hidrocarbonetos que compõem a fração mais pesada da destilação, são similares às frações médias em composição e relativamente mais viscosos e insolúveis na água subterrânea. Em número de átomos de carbono, estes compostos possuem mais de 14, e alguns podem ter mais de 30.

Os hidrocarbonetos aromáticos como o benzeno, o tolueno, o etilbenzeno e os xilenos (designados por BTEX) estão presentes em todas as frações do processo de destilação do petróleo, estando em maior quantidade nas frações mais leves (e.g., gasolina). Estes

LNAPL's são mais solúveis e tóxicos, e devido as seus valores de volatibilidade, solubilidade e biodegradabilidade relativamente altos, os compostos BTEX estão entre os primeiros compostos a serem esgotados a partir da fase livre da pluma de contaminação. Por exemplo, em locais onde a contaminação por gasolina é relativamente antiga, existem quantidades relativamente pequenas de LNAPL's no subsolo possuindo ao invés, grandes quantidades de compostos menos solúveis, biodegradáveis e mais viscosos (Faust & Montroy, 1996).

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) são compostos formados pela combustão incompleta de material orgânico como a madeira, o carvão, a hulha e os derivados de petróleo. O benzo(a)pireno é um exemplo desta categoria de hidrocarboneto, e está presente no óleo diesel (~0,026 mg/L) e óleos lubrificantes novos (entre 0,008 e 0,27 mg/kg) e usados (entre 5,2 - 35 mg/kg). Os HPA's são formados por três ou mais anéis de benzeno, e são classificados como semi-voláteis, onde o aumento da cadeia carbônica está associado a uma menor mobilidade do hidrocarboneto no solo e na água subterrânea. Os HPA's são pouco solúveis e quando a cadeia carbônica é muito grande eles tendem a ficar retidos próximos a fonte de contaminação (Fetter, 1999).

2.1.1 Transporte de NAPL em Subsuperfície

O fluxo de NAPL no subsolo é governado por fatores diferentes daqueles que controlam o fluxo aquoso. Assim, a fração solúvel da massa de NAPL's é dissolvida pela água de infiltração que a transporta a partir da zona não saturada até a zona saturada (Hasan, 1996).

Na zona não saturada, quando ocorre a contaminação por NAPL, a afinidade do NAPL pelos grãos minerais é maior do que pelo ar. Conseqüentemente, o NAPL tenderá a recobrir os grãos minerais para formar um filme ao redor dos poros – o NAPL é o líquido “molhante” (ou “wetting fluid”). Na zona saturada existirá um sistema constituído por três fases, que são os sólidos minerais, a água e o NAPL. Nesta condição, a água é o fluído que cobrirá os grãos do solo. No caso da fase sólida ser constituída por matéria orgânica, a afinidade dos sólidos será maior pelo NAPL (i.e., o NAPL será o líquido “molhante”)

Na zona saturada os poros do solo estão ocupados pela água. Com a contaminação do aquífero por NAPL, existirá uma segunda fase no fluido intersticial, que sob o efeito da força gravitacional competirá com a água pelo espaço disponível dos poros. Devido a isso, a seção transversal dos vazios do solo disponível para cada fluido será menor que o espaço total dos poros. Se o volume de água no meio aumenta, ocorrerá a expulsão do NAPL dos poros, reduzindo, conseqüentemente, a condutividade hidráulica para o NAPL (ou condutividade hidráulica relativa do NAPL) para próximo de zero. Ao atingir esta condição, o NAPL estará na saturação residual, que é o nível de saturação onde o NAPL torna-se descontínuo e é imobilizado por forças capilares. Na Figura 2.1 é mostrada a variação da condutividade hidráulica relativa da água e do NAPL para diferentes graus de saturação, em um sistema compostos por solo, água e NAPL.

O mesmo processo é observado para a água quando grandes derramamentos de NAPL ocorrem. Devido ao grande volume de contaminante fornecido ao meio físico, a percentagem de água nos poros é reduzida até atingir a saturação residual. Nesta condição a condutividade hidráulica relativa da água é igual a zero (Figura 2.1).

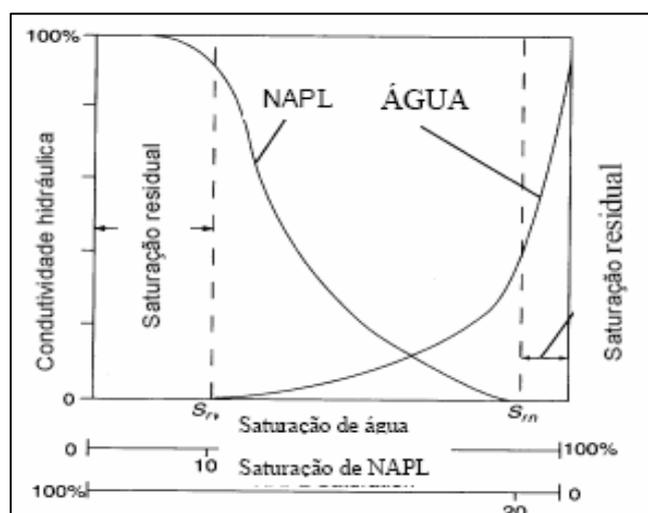


Figura 2.1: curvas de variação da condutividade hidráulica relativa para a água e NAPL (fonte: Hasan, 1996)

Conforme Faust & Montroy (1996) a porcentagem de silte e argila presentes e a permeabilidade intrínseca do meio são os principais fatores que controlam a saturação residual, e são mais importante que as propriedades dos fluídos. Quanto mais fina for a granulação do solo, maior será a saturação residual do fluido contaminante. Compostos orgânicos mais viscosos como o óleo diesel tendem a possuir maior saturação residual.

2.1.1.1 DNAPL

Segundo Hasan (1996), a migração dos DNAPL's assim como dos LNAPL's depende do volume de material lançado no terreno. Os DNAPL's possuem alta densidade, baixa viscosidade e são pouco solúveis em água. Estas características contribuem para mobilidade dos DNAPL's no meio físico. Quanto maior a cadeia carbônica do composto orgânico menor é a sua mobilidade no solo e maior a sua afinidade com a matéria orgânica contida no solo. A baixa solubilidade dificulta a diluição rápida do DNAPL com a água, gerando com isso duas fases. A combinação da alta densidade e baixa viscosidade faz com que o DNAPL infiltre, deslocando os fluidos mais viscosos e menos densos dos poros do solo (e.g., água). Se a quantidade de DNAPL lançado for pequena, ele migrará através da zona não saturada e cessará seu movimento quando atingir a saturação residual. O DNAPL residual pode ainda liberar alguns de seus compostos na fase gasosa contida na zona não saturada e poderá também liberar alguns de seus componentes mais solúveis na água de infiltração, que irá transportá-los para a zona saturada formando, conseqüentemente, uma pluma de contaminantes dissolvidos no aquífero (Figura 2.2).

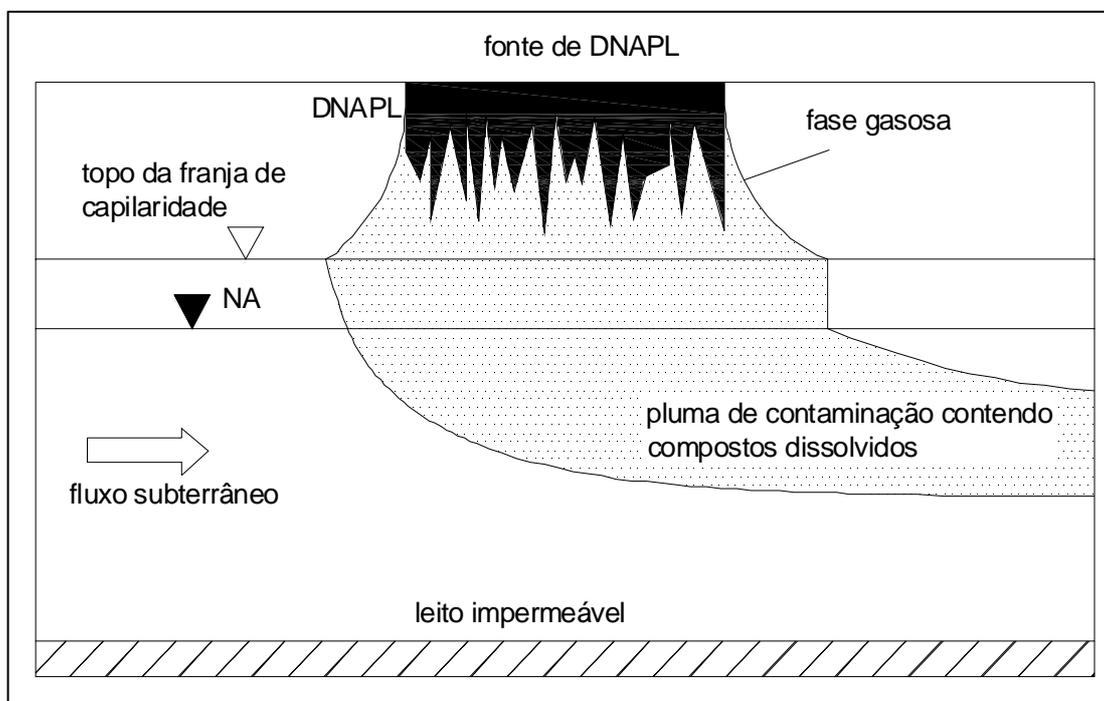


Figura 2.2: migração de DNAPL na zona não saturada (fonte: Hasan, 1996)

Se quantidade de DNAPL for elevada o material percolará através da franja de capilaridade onde estará submetido a forças capilares que exercerão resistência ao seu movimento. O volume de DNAPL deve ser suficiente para elevar a carga hidráulica até níveis capazes de sobrepor as forças capilares, e com isso o material poderá percolar através da zona saturada até atingir a saturação residual. Na zona saturada existirá um sistema trifásico constituído por DNAPL, água e sólidos, onde as fases móveis são constituídas pela água e os componentes solúveis do DNAPL. O DNAPL residual e os componentes do DNAPL adsorvidos nos sólidos representam as fases adsorvidas na superfície dos minerais (Hasan, 1996).

Se o volume de DNAPL for suficientemente elevado para sobrepor as forças capilares ao longo da zona saturada, o contaminante poderá atingir profundidades maiores até atingir zonas impermeáveis onde acumulará. Os compostos solúveis do DNAPL poderão ser transportados pelo fluxo subterrâneo a partir do material residual ou acumulado no leito impermeável (Figura 2.3).

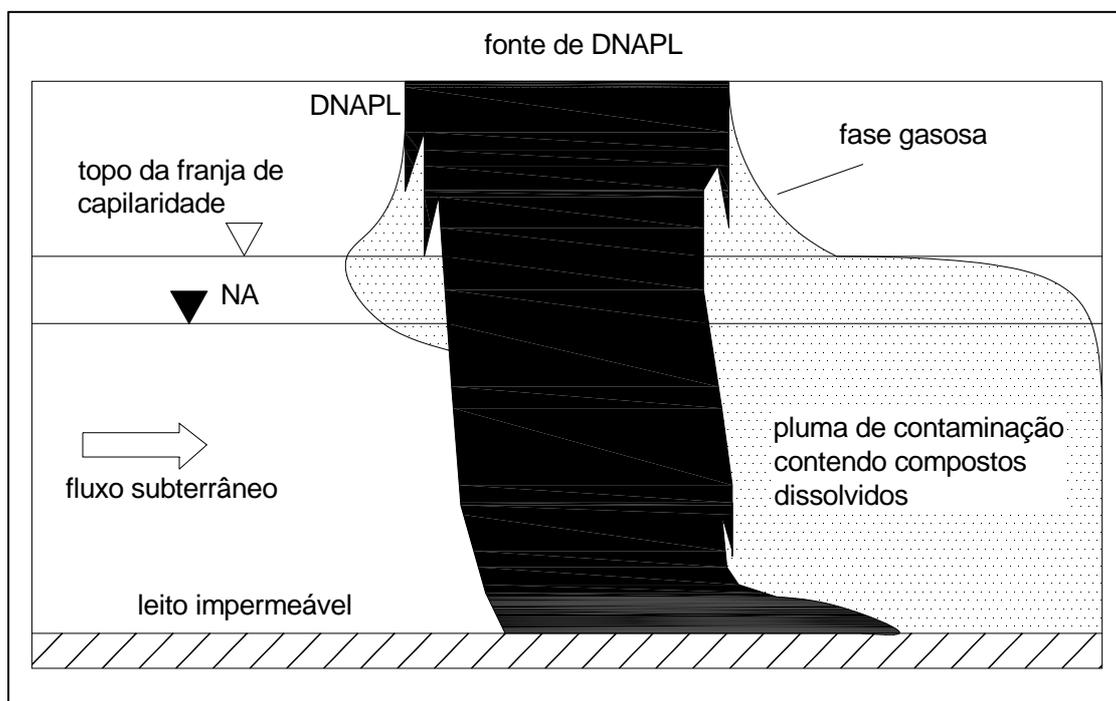


Figura 2.3: migração de DNAPL na zona saturada (fonte: Hasan, 1996)

2.1.1.1 LNAPL

Quando um determinado volume de LNAPL é lançado na superfície do terreno, o material migrará através da zona não saturada para o topo da franja de capilaridade acima do nível d'água subterrâneo. Os componentes mais solúveis do LNAPL migrarão à frente dos componentes menos solúveis e ao atingir a franja de capilaridade, onde a água preenche a maior parte dos poros, as forças capilares reduzirão o movimento vertical do LNAPL, que ao final atinge a saturação residual. Nesta zona, o LNAPL tende a migrar ao longo do topo da franja de capilaridade, na mesma direção do fluxo subterrâneo.

No caso de grandes derramamentos, a zona saturada estará recebendo um suprimento contínuo de LNAPL e com isto o contaminante poderá se acumular na região acima do nível d'água. Conseqüentemente, a carga hidráulica sobre a interface entre o nível d'água e o LNAPL aumentará, causando a sua deformação. Nesta etapa ocorrerá também o espalhamento lateral do contaminante na região. Quando a fonte de contaminação cessar, o material ainda presente na zona não saturada migrará verticalmente até o momento que atingir a saturação residual, tornando-se imóvel. (Figura 2.4)

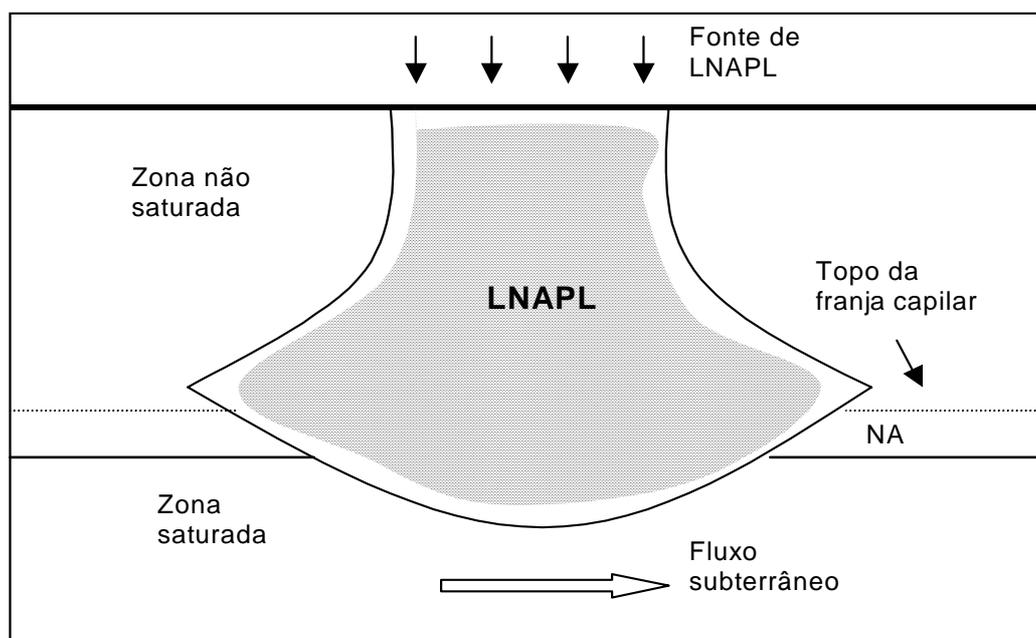


Figura 2.4: deformação da linha do nível d'água resultante de um grande suprimento de LNAPL (fonte: Hasan, 1996)

A drenagem do contaminante localizado nas partes superiores da zona vadosa causará a redução da carga hidráulica na interface LNAPL-NA, e conseqüentemente haverá uma recuperação da posição da linha do nível d'água. O LNAPL acima do NA estará na saturação residual, e caso ocorra elevação do nível d'água subterrâneo, a água não poderá deslocar a maior parte do contaminante retido nos poros (i.e., o LNAPL está relativamente imóvel devido à saturação residual). Parte da região que é retomada pela água passará pelo LNAPL, dissolvendo os produtos do LNAPL residual (Figura 2.5). A água que infiltra a partir da superfície também dissolverá os produtos no LNAPL residual, elevando o nível de contaminação da água subterrânea (Hasan, 1996).

Conforme Faust & Montroy (1996), algumas porções de hidrocarboneto das fases residual e livre poderão volatilizar e solubilizar. A volatilização e solubilização das frações leves (e.g., BTEX) tendem a deixar a massa de LNAPL mais densa e viscosa. Os LNAPL's que estão na fase gasosa possuem maior mobilidade e podem migrar por distâncias relativamente grandes ao longo de trajetórias de fluxo preferenciais como juntas, fraturas, camadas de areia e cascalho. Os compostos mais solúveis dissolverão na água subterrânea, acima e abaixo do nível d'água. Estes LNAPL's dissolvidos podem ser transportados pelo o fluxo d'água subterrâneo, podendo atingir locais de captação de água para consumo doméstico, rural ou industrial.

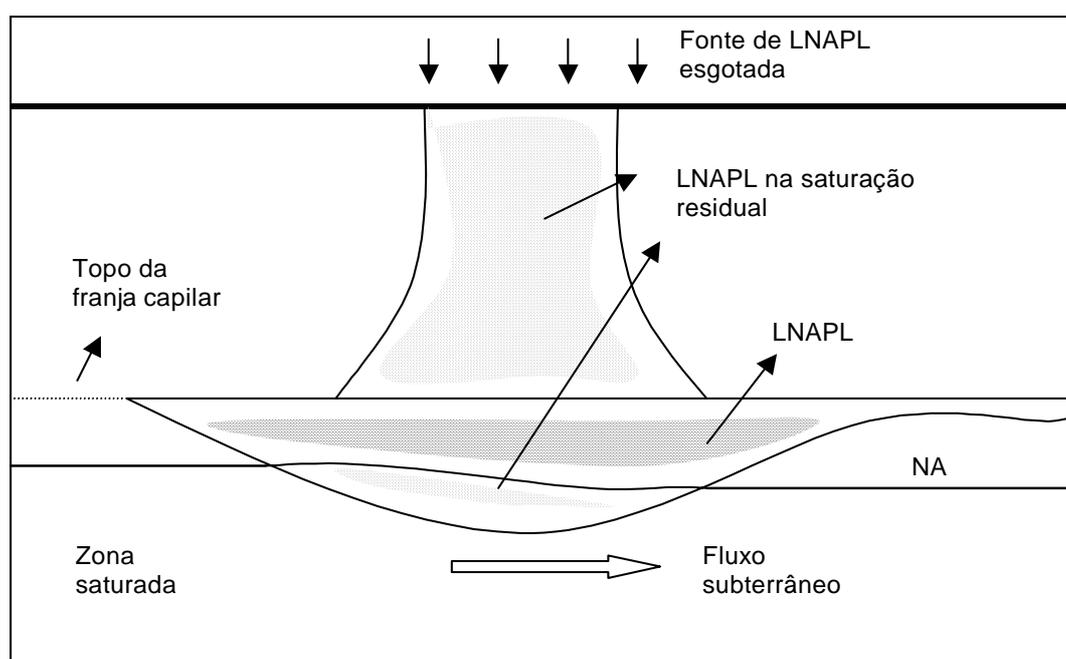


Figura 2.5: LNAPL residual após o esgotamento da fonte poluidora (fonte: Hasan, 1996)

2.2 CONTAMINAÇÃO POR METAIS

Todos os solos contêm naturalmente traços de metal, cuja origem está relacionada ao material de origem e ao processo pedogênico. Dependendo das condições locais, as concentrações de metais no solo podem exceder valores limites estabelecidos por órgão ambientais (McLean & Bledsoe, 1992).

A quantidade de metais na água subterrânea é controlada por processos físicos e químicos como a precipitação, a oxidação, a redução, a complexação e a adsorção pela matriz do solo. Estes processos podem ocorrer simultaneamente sendo, por vezes, difícil identificar o que exerce maior influência no transporte dos metais (Alloway & Ayres, 1993).

2.2.1 Complexação

Os metais podem interagir com ligantes (ânions) presentes na água subterrânea para formar espécies químicas (i.e, complexos). Conforme McLean & Bledsoe (1992) um complexo é definido como uma unidade onde o íon metálico central está ligado a um determinado número de átomos ou moléculas, como por exemplo, o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). Alguns ligantes inorgânicos são os íons SO_4^{2-} , Cl^- , OH^- , PO_4^{3-} , NO_3^- e o CO_3^{2-} , e compostos orgânicos de baixo peso molecular como os hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos. O húmus, geralmente presente na matéria orgânica contida no manto superficial do subsolo, pode formar complexos com os metais, que apresentam maior mobilidade no subsolo do que o íon metálico livre. A combinação de espécies metálicas com ligantes pode afetar consideravelmente a mobilidade do metal na água subterrânea com relação ao íon metal livre. Com a complexação, o composto contendo o metal pode apresentar carga elétrica negativa ou positiva, ou ser eletricamente neutro. O composto pode ser fortemente adsorvido pelos minerais do solo ou não. Por exemplo, o cádmio pode ligar-se com o ânion cloreto (Cl^-) para formar o composto CdCl_2 e também pode formar as espécies eletricamente carregadas como o CdCl^+ e o CdCl_3^- . De um modo geral, o decréscimo da carga positiva no complexo reduz a adsorção deste em superfícies com carga elétrica negativa (e.g, argilo-minerais).

2.2.2 Precipitação

Os metais presentes na água subterrânea podem precipitar e com isso pode ser formada uma terceira fase no conjunto solo-fluido intersticial. A solubilidade dos sais metálicos é o parâmetro que controla o mecanismo de precipitação, e é função do pH da solução. Os complexos formados pelos íons metálicos podem precipitar caso as concentrações destes na solução sejam elevadas ou quando o pH da solução esteja dentro da faixa alcalina. Segundo McLean & Bledsoe (1992) as reações de precipitação podem ser um dos principais processos de remoção de metais da água subterrânea em locais contaminados por resíduos contendo grandes quantidades de metais.

2.2.3 Oxidação/Redução

Uma reação de oxidação-redução é o processo químico em que há transferência de elétrons entre espécies químicas, ou reações em que átomos modificam os respectivos números de oxidação. Neste processo, o agente oxidante é a espécie química que oxida outra espécie (i.e, recebe elétrons da espécie oxidada). Analogamente, o agente redutor é a espécie que reduz outra espécie (i.e, cede elétrons da espécie reduzida). Em um sistema químico, a atividade dos elétrons (i.e., quantidade de elétrons no meio) comandará o tipo de reação redox que irá predominar no meio. Quando a atividade dos elétrons é relativamente alta (i.e, meio redutor) as espécies químicas (até mesmo a água) tendem a receberem elétrons, sofrendo redução. Quando a atividade dos elétrons é relativamente baixa (i.e, meio oxidante) as espécies químicas, incluindo a água, podem sofrer oxidação. A predominância de reações de oxidação ou redução no meio pode ser avaliada através do parâmetro potencial elétrico (ou potencial redox - Eh). Quanto mais positivo for o valor do Eh, mais oxidante o meio é, e analogamente quanto mais negativo for o valor de Eh, o ambiente é mais redutor (Manahan, 2001).

Propriedades químicas de substâncias contaminantes podem mudar consideravelmente de acordo com o seu estado de oxidação. Por exemplo, sob condições leves de acidez e alcalinidade, o Fe(III) é extremamente insolúvel e precipitará, formando óxido de ferro hidratado que possui grande capacidade de adsorção de íons metálicos. No caso do Fe(II), a sua solubilidade é alta e seus óxidos possuem baixa capacidade de adsorção de metais. Quando o Fe(III) sofre redução, não só o Fe(II) produzido passa para a fase

líquida, como também qualquer contaminante que tenha sido adsorvido ao Fe(III). O Cr(VI) existe na água subterrânea nas formas HCrO_4^- e CrO_4^{2-} , que são tóxicas e apresentam alta mobilidade. A forma reduzida Cr(III), sob condições tênues de acidez e alcalinidade, possui baixa solubilidade, é facilmente adsorvido e possui menor toxicidade do que a forma Cr(VI) (McLean & Bledsoe, 1992).

2.2.4 Adsorção/Troca Iônica

Conforme McLean & Bledsoe (1992) a adsorção é definida como a acumulação de íons na interface entre a fase sólida e a fase aquosa. A troca iônica é um tipo específico de adsorção em que ocorre a troca entre íons adsorvidos à superfície da matriz sólida e os íons presentes na solução intersticial. Este processo tem início quando a deficiência de carga no material adsorvente (e.g., argilo-minerais) pode ser neutralizada de maneira mais eficiente pelos íons em solução do que pelos íons já adsorvidos na superfície do mineral. As partículas sólidas geralmente envolvidas na troca iônica são as argilas, a matéria orgânica e os óxidos e hidróxidos metálicos (Fe, Mn, Al). A troca iônica também depende das propriedades do solo como o pH.

2.2.5 Comportamento de Metais em Subsuperfície

Alumínio (Al)

O alumínio ocorre na natureza principalmente como silicato de alumínio, silicato de alumínio com sódio, potássio, ferro, cálcio e magnésio, e também como oxi-hidróxido e hidróxido na bauxita. O principal estado de oxidação do alumínio é o +3 sendo este o mais estável, e sua ocorrência nos solos varia de acordo com os materiais de origem. Em solos com pH entre 5 e 9, o alumínio apresenta baixa solubilidade. Quando o pH do solo é menor que 5 a solubilidade do alumínio aumenta e com isto o cátion de Al^{3+} competirá com os cátions de outros elementos pelos locais de troca catiônica nos argilo-minerais e na matéria orgânica (Maclean & Bledsoe, 1992).

Cádmio (Cd)

O cádmio pode existir em forma solúvel na água subterrânea, ou em complexos insolúveis com ligantes inorgânicos ou orgânicos presentes solo. O cádmio pode ser adsorvido pelos argilo-minerais, carbonatos ou óxidos hidratados de ferro e magnésio, ou pode precipitar como carbonato de cádmio, hidróxido de cádmio ou fosfato de cádmio. Como todos os cátions metálicos, a química do cádmio depende do pH do meio. Em condições ácidas a solubilidade do Cd aumenta, e a sua adsorção nos argilo-minerais do solo, nos óxidos hidratados e na matéria orgânica é baixa. Para valores de pH maiores que 6,0, o cádmio é adsorvido pelo solo ou é precipitado, reduzindo conseqüentemente, as concentrações de cádmio livre na água subterrânea. O cádmio também pode formar complexos solúveis com ligantes inorgânicos e orgânicos que possuem maior mobilidade no subsolo. Por exemplo, o cádmio associado aos ânions cloreto (Cl⁻) e sulfato (SO₄²⁻) apresenta alta mobilidade na água subterrânea, uma vez que estes compostos possuem baixa capacidade de retenção nos minerais e são altamente solúveis na água subterrânea (McLean & Bledsoe, 1992).

Chumbo (Pb)

O chumbo ocorre em solução aquosa na valência +2 e em vários hidróxidos. Segundo Fetter (1999), o chumbo solúvel pode ser adsorvido pelos solos, afetando a sua mobilidade na água subterrânea. A adsorção de chumbo por óxidos de manganês é muito superior do que pelos óxidos de ferro. A mobilidade do chumbo é baixa em meios oxidantes, tornado-se imóvel em ambiente redutor. O chumbo forma carbonatos, sulfatos e fosfatos que são bastante insolúveis em água. A textura do solo, o pH, a matéria orgânica e a capacidade de troca catiônica dos argilo-minerais são fatores que afetam a mobilidade do chumbo em subsuperfície. A quantidade de chumbo que é adsorvida aumenta para valores de pH maiores que 6, e diminui para valores de pH menores que 6. O chumbo possui grande afinidade por ligantes orgânicos, e os complexos formados podem aumentar a disponibilidade do metal na água subterrânea (McLean & Bledsoe, 1992).

Cromo (Cr)

Embora existam muitos estados de oxidação do cromo na natureza, apenas as formas trivalente (+3) e hexavalente (+6) são consideradas de importância ambiental. MacLean

& Bledsoe (1992) citam que estudos conduzidos por Stollenwerk & Grove (1985) mostraram que a adsorção do cromo hexavalente em um solo aluvionar é devido aos óxidos de ferro e hidróxidos que cobrem as partículas do solo. O Cr(VI) adsorvido, entretanto, é facilmente removido com a introdução de água subterrânea não contaminada. Conforme mencionado por MacLean & Bledsoe (1992), solos alcalinos aumentam a mobilidade do Cr(VI) na água subterrânea, e solos argilosos que contenham óxido de magnésio podem retardar a migração do cromo hexavalente na água subterrânea (Korte et al. 1976). O Cr(III) forma complexos com o ânion hidroxila (OH)⁻ presente na água, sendo eles o Cr(OH)²⁺, o Cr(OH)₂⁺, Cr(OH)₃ e o Cr(OH)₄⁻. Estes hidróxidos de cromo podem precipitar em locais com pH entre 4,5 e 5,0. O cromo trivalente em solos com pH igual a 5,0 apresenta baixa mobilidade, sendo adsorvidos facilmente pelos argilo-minerais do solo. O cromo hexavalente também pode ser reduzido a forma trivalente sob condições neutras de pH e redox.

Cobre (Cu)

Na natureza, o cobre ocorre adsorvido na superfície dos argilo-minerais, nos óxidos de Fe, Al e Mn e na matéria orgânica. Os processos que controlam a fixação do cobre nos solos são: a adsorção, a precipitação, a complexação orgânica, e a fixação microbiana, sendo algum destes processos controlados pelo pH do meio. De um modo geral, a adsorção do cobre é mais intensa na superfície dos óxidos de ferro e manganês, argilo-minerais e hidróxidos de alumínio. O cobre é um elemento com pouca mobilidade nos solos, no entanto, em meios ácidos com baixo teor de matéria orgânica ele pode apresentar alta mobilidade (McLean & Bledsoe, 1992).

Níquel (Ni)

O níquel pode sofrer adsorção nas partículas de argila e geralmente apresenta solubilidade em água para valores altos de pH (Labunska et al., 2000). A retenção do níquel ocorre pelo mecanismo de adsorção nas argilas, nos óxidos de magnésio e ferro e na matéria orgânica, sendo removido da solução intersticial do solo. A complexação do níquel com ligantes orgânicos e inorgânicos poderá aumentar a sua mobilidade na água subterrânea (McLean & Bledsoe, 1992).

Zinco (Zn)

O zinco ocorre no meio ambiente principalmente no estado de oxidação +2 e é facilmente adsorvido pela argila, carbonatos ou óxidos hidratados. A precipitação não é o mecanismo principal de retenção do Zn devido a alta solubilidade dos compostos de zinco. A adsorção do zinco aumenta com o pH do solo. O zinco sofre hidrólise em meios onde o pH é maior do que 7,0, sendo adsorvido fortemente pelo solo. O zinco também pode formar complexos com ligantes orgânicos que irão afetar as reações de adsorção do metal no solo (McLean & Bledsoe, 1992).

2.3 PROPRIEDADES DO MEIO GEOLÓGICO QUE AFETAM O TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

A migração de poluentes no subsolo é afetada pelas características do meio poroso e do fluido intersticial e pelas propriedades químicas e físico-químicas dos contaminantes. Propriedades do solo como o pH e a capacidade de troca catiônica (CTC) condicionam o grau e a extensão das reações do meio poroso com os elementos químicos na solução intersticial. As propriedades físicas das unidades estratigráficas como a textura, porosidade e a condutividade hidráulica controlam o escoamento subterrâneo, os processos de transporte de contaminantes e a superfície de contato entre os diversos elementos existentes no subsolo. Estes fatores condicionam as possíveis interações químicas físico-químicas entre a água subterrânea, contaminantes e os minerais do solo (Mercer & Spalding, 1991; Boulding & Barcelona, 1991).

2.3.1 Porosidade e Condutividade Hidráulica

De acordo com Faust & Montroy (1996), a extensão e a velocidade da migração de contaminantes no subsolo depende em parte das propriedades do meio poroso, sendo a porosidade e o coeficiente de condutividade hidráulica (ou condutividade hidráulica) os parâmetros que exercem maior influência. A porosidade total é a proporção entre o volume de espaços vazios no solo e o volume total da matriz do solo, e caracteriza a capacidade do solo ou rocha de acumular fluidos. A porosidade efetiva é termo que caracteriza a razão entre o volume de poros que estão interconectados e o volume total

de solo ou rocha (i.e., o volume de água efetivamente liberado pela amostra). A quantidade de água retida por unidade de volume de material é chamada de retenção específica (R_e). Não há correlação direta entre a porosidade total e a porosidade efetiva, e geralmente quanto menor o tamanho dos grãos que compõem o solo, menor a porosidade efetiva (i.e., maior a retenção específica).

O coeficiente de condutividade hidráulica (K) é a medida da capacidade do solo em transportar fluidos, e depende das características do solo e também das propriedades do fluido intersticial, conforme a equação 2.1.

$$K = k \cdot \rho \cdot g / \mu \quad (\text{equação 2.1})$$

onde:

K = coeficiente de condutividade hidráulica

k = permeabilidade intrínseca do solo

g = aceleração da gravidade

μ = viscosidade dinâmica do fluido intersticial

ρ = massa específica do fluido intersticial

A permeabilidade intrínseca do solo (k) está relacionada com as características físicas do meio poroso e independe da natureza do fluido que preenche os poros.

A velocidade do fluxo da água subterrânea e da migração da fase livre (contaminantes não dissolvido na água) é controlada pelo coeficiente de condutividade hidráulica. A velocidade de migração da fase livre também depende de outras características do solo, mas o coeficiente de condutividade hidráulica é parâmetro que exerce maior influência. Os solos com valores elevados de condutividade hidráulica são altamente permeáveis e podem facilmente transportar líquidos pouco viscosos como a água, contaminantes dissolvidos e vários produtos do petróleo como a gasolina.

Os solos considerados isotrópicos possuem condutividade hidráulica igual em todas as direções e o fluxo através destes é paralelo ao gradiente hidráulico. Esta condição pode se apresentar em uma areia uniforme e bem graduada. De um modo geral, nos solos a condutividade hidráulica varia dependendo da direção na qual é medida. Conhecida como “anisotropia”, esta condição pode fazer com que o fluxo subterrâneo e dos contaminantes na fase livre ocorra em uma direção diferente do gradiente hidráulico.

Em solos sedimentares compostos por argilas e siltes, a condutividade hidráulica horizontal é geralmente maior que a condutividade hidráulica vertical (Faust & Montroy, 1996).

De acordo com Hasan (1996), a natureza dos processos geológicos pode causar a formação de rochas e depósitos sedimentares não uniformes, onde as propriedades do solo como a permeabilidade intrínseca e a textura podem variar consideravelmente em distâncias relativamente pequenas. As variações na formação do solo (e.g., leitos com diferentes valores de permeabilidade intrínseca) afetam o padrão do fluxo d'água subterrâneo, da fase livre de contaminantes e da fase gasosa (neste caso para a zona não saturada). A história e a seqüência da deposição de sedimentos, e subsequente modificações durante perturbações estruturais e/ou durante a cimentação e enrijecimento, irão influenciar as características geométricas e hidráulicas das camadas do solo. Variações laterais na natureza dos sedimentos (e.g., textura e composição), em uma seqüência de leitos, resultam na ocorrência de descontinuidades em uma camada caracterizada por sedimentos de certa composição. Por exemplo, um depósito de areia e cascalho pode conter lentes achatadas de argila e/ou silte de baixa condutividade hidráulica

2.3.2 Propriedades Físico-Químicas do Solo

Segundo Mercer & Spalding (1992), a mineralogia do solo e conteúdo de carbono orgânico são fatores que controlam a adsorção de contaminantes como os metais no meio poroso. A composição química dos minerais do solo afeta os processos de transporte de compostos orgânicos e inorgânicos na água subterrânea, influenciando as reações químicas de adsorção, a precipitação, as reações ácido-base e redox, e a complexação.

A capacidade de troca catiônica (CTC) é definida como a quantidade de cátions necessária para neutralizar as cargas negativas de uma quantidade unitária de solo, sob determinadas condições de pH e Eh. As cargas negativas pertencem à fase sólida do solo, representadas principalmente pelas partículas de argila, pela fração coloidal da matéria orgânica e pelos óxidos hidratados de ferro e de alumínio. A CTC é expressa em

miliequivalentes por 100 gramas ou 100 ml de material (mE/100g ou mE/100ml) (Michell, 1976).

Um solo com elevada (CTC) possui maior potencial de retenção de metais, contribuindo para esta capacidade, o tipo de argila presente, o teor de matéria orgânica, a percentagem de carbonatos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, e a área de superfície específica das partículas sólidas (Mercer & Spalding, 1991, Boulding & Barcelona, 1991, McLean e Bledsoe, 1992).

A caolinita é um argilo-mineral com baixa superfície específica (área de superfície por massa) que varia de 5 a 20 m²/g, e devido a isso possui baixa reatividade (i.e, baixa CTC). A montmorilonita é o argilo-mineral com maior superfície específica (700 a 800 m²/g) e por isso apresenta alta capacidade de troca de cátions. Os argilo-minerais, devido a sua reatividade, podem absorver grandes quantidades de água e íons na sua superfície (Fetter, 1999).

Os solos com elevada quantidade de húmus (substância formada pela decomposição da matéria orgânica) possuem boa capacidade de troca de cátions, e a presença de Fe e Al eleva da CTC do solo, pois a adsorção de alguns metais ocorre mais intensamente na superfície dos óxidos e hidróxidos destes dois elementos. Os óxidos e hidróxidos de Fe e Mn controlam a fixação de metais como o Cu, Ni e Zn no meio poroso (McLean & Bledsoe, 1992).

O pH do solo influi na retenção ou mobilidade dos metais presentes na água subterrânea, controlando reações de adsorção, precipitação-dissolução, oxidação-redução, troca catiônica e complexação. A adsorção dos cátions metálicos no solo aumenta com o aumento do pH, sendo que a máxima retenção de metais ocorre quando o pH é superior a 7, segundo McLean e Bledsoe (1992). Parte dos locais de adsorção de cátions dos argilo-minerais, óxidos de ferro e manganês, e matéria orgânica têm sua capacidade de troca controlada pelo pH. Na medida em que o pH do meio diminui os íons H⁺ são adsorvidos na superfície destes compostos, reduzindo o número de locais disponíveis para a adsorção de cátions presentes na água intersticial.

As reações de precipitação são fortemente influenciadas pelo pH e pela concentração dos íons na solução intersticial. A precipitação ocorre de maneira preferencial quando os valores de pH são neutros a elevados, e quando a concentração do composto químico

é elevada. Os hidróxidos, óxidos, carbonatos e fosfatos de alguns metais precipitam em condições alcalinas (Lindsay, 1979 em McLean e Bledsoe, 1992). Óxidos de Fe e Mn dissolvem-se quando o pH é inferior a 6, libertando os íons metálicos para a solução (Essen e El Bassam, 1981 em McLean e Bledsoe, 1992). Outro aspecto importante referido por McLean e Bledsoe (1992), é que as espécies hidrolisadas dos cátions metálicos aumentam com o aumento do pH, e são preferencialmente adsorvidas pelo solo com relação aos cátions metálicos livres.

2.4 AVALIAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS

A avaliação de áreas contaminadas segue métodos científicos que são realizados em fases. Para entender a magnitude dos problemas apresentados pela contaminação do subsolo e planejar as formas de controlar e retirar a contaminação, é necessário primeiramente desenvolver um modelo conceitual fonte-caminho-alvo para compreender como os contaminantes comportam-se física e quimicamente em subsuperfície (Preslo & Stoner, 1991). O modelo conceitual é geralmente construído com dados obtidos através de uma investigação do local que engloba estudos de gabinete, reconhecimento de campo, e sondagens exploratórias para a obtenção de parâmetros geológicos, geotécnicos, hidrogeológicos e ambientais. Estes parâmetros podem ser determinados através de métodos diretos e indiretos de investigação geoambiental.

Antes de iniciar a investigação geoambiental é importante realizar uma revisão de dados existentes sobre a área e um levantamento da evolução do uso e ocupação nas zonas adjacentes, e da localização dos bens a proteger. Em seguida, devem ser identificadas e determinadas as características dos contaminantes presentes bem como um levantamento histórico da área. Algumas destas informações podem ser obtidas por meio de entrevistas com funcionários da empresa responsável pela área. Além disso, pela interpretação de fotografias aéreas do local e através do estudo dos registros das atividades da empresa, procurando identificar as matérias-primas utilizadas e os resíduos gerados. De posse destes dados é possível elaborar um histórico dos métodos de manejo, produção, armazenamento e disposição dos contaminantes na área (Preslo & Stoner, 1991). Estas informações servirão de base para a investigação geoambiental,

onde inicialmente são obtidas as informações sobre a geologia e a hidrogeologia do sítio contaminado.

Na investigação geológica são avaliadas e delineadas as unidades estratigráficas e mudanças verticais e laterais na formação das camadas que compõem o subsolo. Além disso, são identificados aquíferos e determina-se a composição mineralógica e as propriedades físicas, químicas e físico-químicas (e.g., granulometria, pH, CTC) dos solos e das rochas. Estas informações são importantes para a identificação de caminhos preferenciais de transporte de contaminantes, definir estruturas hidrogeológicas e avaliar a influência do meio físico nos processos químicos, físico-químicos e biológicos envolvidos no transporte dos poluentes.

Na investigação hidrogeológica, a direção, os caminhos e velocidades do fluxo subterrâneo e zonas receptoras da água subterrânea são determinados. Estas informações são essenciais para os programas de monitoramento do solo e da água subterrânea, fundamentais para a elaboração de projetos de remediação do sítio. Parâmetros hidrogeológicos das unidades estratigráficas como a condutividade hidráulica e a porosidade, também são obtidos nesta etapa. Além disso, estão incluídos levantamentos hidrológicos da região como índices pluviométricos, a drenagem superficial e sua relação com afluentes, a profundidade, largura e vazões de cursos d'água existentes na área, e a relação água superficial/água subterrânea (Mercer & Spalding, 1991).

Dentre os principais métodos diretos de investigação geoambiental podemos destacar: as sondagens à trado, as sondagens à percussão ou mecânicas, a determinação da condutividade hidráulica *in situ*, a instalação de piezômetros e poços de monitoramento e a caracterização em laboratório de amostras discretas retiradas do local. Em materiais inconsolidados é comum o emprego de sondagem à trado helicoidal para o reconhecimento estratigráfico do subsolo, bem como para a coleta de amostras para análises químicas e físico-químicas. Miranda Neto (2003) destaca a necessidade de aplicar procedimentos de limpeza do sistema de perfuração e coleta durante a execução das sondagens, para evitar contaminação das amostras de solo e/ou rocha pelos equipamentos. Ainda, durante a execução das sondagens, é preciso adotar procedimentos para evitar a contaminação cruzada. A contaminação cruzada ocorre pelo

arraste de solo de um nível ao outro ou o fluxo de água contaminada para outras profundidades através do furo de amostragem.

A sondagem de simples reconhecimento (SPT - *Standard Penetration Test*) também tem sido utilizada com ferramenta de investigação geoambiental, pois além de permitir a obtenção de amostras, permite estimar os parâmetros geotécnicos através do número de golpes (Nspt) para cravação do amostrador. As amostras de solo podem ser submetidas a ensaios de caracterização de laboratório como a granulométrica, limites de Atterberg e compactação.

Os métodos indiretos de investigação geoambiental como a geofísica superficial por eletro resistividade e cone resistivo (RCPT - *Resistivity Cone Penetration Test*) utilizam o parâmetro resistividade elétrica para avaliar diversas características geológicas, geotécnicas, hidrogeológicas e ambientais do meio físico. Dentre estas, destacam-se: a profundidade do substrato rochoso; a presença de descontinuidades; variações texturais do solo; profundidade do nível d'água subterrâneo; presença e distribuição espacial de resíduos; contaminação de solos; contaminação da água subterrânea e localização e distribuição de plumas de contaminação (Giacheti et al., 1999).

Conforme Boulding & Barcelona (1991) a maior parte dos recursos financeiros e estudos devem ser aplicados na caracterização geológica e hidrogeológica do sítio contaminado, tendo em vista que a seleção inicial dos locais para a instalação de poços de monitoramento será feita com base nestas informações.

2.4.1 Background e Parâmetros de Análise

A correta seleção dos parâmetros para as análises químicas e físico-químicas da água e do solo é muito importante para a elaboração de um plano efetivo de amostragem. Na investigação geoambiental é preciso que se obtenham os valores de *background* (sem a influência dos contaminantes originados a partir dos resíduos depositados no sítio) para parâmetros químicos, físico-químicos e bioquímicos do solo e da água superficial e subterrânea. Como exemplos destes parâmetros, destacam-se o oxigênio dissolvido (OD), o nitrato, os metais, o pH, o Eh, a condutividade elétrica, a demanda bioquímica (DBO) e química por oxigênio (DQO). Nesta fase o investigador deverá avaliar a

possibilidade de ocorrência de concentrações naturais das substâncias químicas selecionadas como indicadores de contaminação (e.g., metais), de acordo com as características da região analisada. A CETESB (2001) apresenta uma metodologia de avaliação de *background* que considera substâncias como os metais e elementos naturalmente presentes nos solos. Assim, o conhecimento dos valores de ocorrência natural de um determinado contaminante permite uma interpretação correta dos dados obtidos a partir das análises das amostras.

Conforme Sara (1991) deve-se verificar a existência de outras substâncias no solo e na água relacionadas a outras fontes de contaminação (e.g., aterro sanitário sem impermeabilização de base ou cobertura) e estabelecer os seus valores de *background*.

O profissional também poderá escolher valores orientadores de qualidade de solo e água subterrânea adequados para o sítio investigado. Os valores de referência de qualidade são estabelecidos por órgãos de proteção ambiental (e.g., EPA, CONAMA e CETESB) e indicam as concentrações naturais de substâncias em solos ou águas subterrâneas livres de contaminação de origem antropogênica. A função destes valores é fornecer subsídio para avaliação de qualidade de solos e águas subterrâneas e auxiliar no estabelecimento de valores máximos permitidos. A escolha dos valores orientadores de qualidade da água e solo é uma tarefa importante já que estes definem as condições de balizamento para a tomada de decisão durante o processo de investigação como, por exemplo, ações emergenciais destinadas à proteção da saúde humana e da biota (CETESB, 2001).

Conforme Sara (1991), o planejamento dos trabalhos de investigação da contaminação deve determinar quais contaminantes podem estar presentes no subsolo. Esta fase requer a escolha das substâncias químicas e parâmetros que possam estar afetando a qualidade do solo e da água subterrânea, devido a uma possível contaminação pelos resíduos dispostos no sítio. Estes parâmetros e substâncias, denominados de indicadores, podem ser escolhidos com base nos seguintes critérios:

- São exigidos por regulamentos federais, estaduais e municipais.
- Mobilidade (i.e., grande probabilidade da substância contaminante alcançar a água subterrânea e ser transportada pelo fluxo), estabilidade e persistência.

- Possuem correlação com os constituintes do resíduo disposto no local.
- São fáceis de serem detectados e não são afetados de modo significativo durante a amostragem e análise laboratorial.
- Não são redundantes (i.e., um parâmetro pode ser suficiente para representar uma ampla classe de contaminantes potenciais).

Segundo Boulding & Barcelona (1991), focar as análises apenas nos contaminantes prioritários pode não prover uma completa caracterização geoquímica da contaminação. A análise de parâmetros como o potencial redox, o teor de oxigênio e ferro dissolvido, o pH e a condutividade elétrica das amostras pode fornecer uma valiosa percepção da geoquímica dos contaminantes em subsuperfície.

2.4.2 Programa de Amostragem

O modelo conceitual desenvolvido na fase preliminar da investigação geoambiental servirá de base para definir os meios pelos quais os prováveis contaminantes irão se propagar, além de orientar no planejamento dos trabalhos de amostragem e monitoramento durante a fase de investigação da contaminação (Preslo & Stoner, 1991). De modo geral, a meta de um programa de monitoramento é determinar a presença de contaminantes. A coleta de amostras de água e solo é o procedimento mais comum empregado para identificar a extensão e a magnitude da contaminação. Se o sistema de monitoramento indicar contaminação, cujo grau requer a adoção de medidas mitigadoras, o sistema pode ser utilizado para fornecer os dados necessários para o projeto do sistema de remediação. Posteriormente, o sistema de monitoramento pode ser implementado para verificar a eficiência da obra (Boulding & Barcelona, 1991).

A elaboração de plano de amostragem que siga diretrizes pré-determinadas aumentará a confiabilidade nos resultados das análises subseqüentes. Segundo Herzog et. al. (1991) este planejamento deve atender questões como:

- Objetivos do programa de amostragem e análise;

- Quais análises devem ser feitas (química, biológica, físico-química) e como as amostras devem ser preparadas (sem preparação, secagem, peneiramento, quarteamento);
- Qual o nível de detecção requerido e o nível de precisão necessário;
- Parâmetros de interesse específicos do local para serem amostrados e analisados;
- Localização, condições e acessos para os pontos de amostragem a serem incluídos no programa;
- Número e frequência de amostras a serem coletadas;
- Protocolo de amostragem (e.g., limpeza dos poços, técnicas e equipamentos necessários);
- Exigências quanto ao pré-tratamento das amostras (filtração e preservação);
- Transporte das amostras para o laboratório;
- Documentação necessária para as amostras;
- Análises químicas das amostras em laboratório (identificação dos métodos de análise, tempos de manipulação e estocagem, e controle de qualidade e segurança).

2.4.3 Frequência de Amostragem

Segundo Boulding & Barcelona (1991), a estimativa precisa de uma frequência ideal de amostragem é geralmente impraticável em muitas investigações. Uma maneira aproximada para a determinação da frequência de amostragem é inicialmente avaliar o tipo de fonte de contaminação (e.g., intermitente ou contínua) que será monitorada, tendo em vista o seu efeito sobre a pluma de contaminantes formada. O tamanho, forma, e velocidade de uma pluma de contaminação serão dependentes também da natureza geológica e hidrogeológica do local. Fontes intermitentes de contaminação irão formar uma série de plumas que poderão se sobrepor, sendo necessário que a frequência de amostragem seja capaz de detectá-las a cada evento de poluição.

A reatividade química e a interação microbiana dos poluentes com o ambiente do subsolo influem na distribuição da pluma de contaminação e conseqüentemente, a determinação da frequência de amostragem. Para a maior parte das substâncias poluentes, Boulding & Barcelona (1991) sugerem a retirada de amostra a cada três meses para uma caracterização das mudanças de curto prazo. No caso de sítios contaminados por substâncias reativas, pode ser necessária a retirada de amostras bimestrais.

2.4.4 Coleta de Amostras de Água e Solo

A caracterização do solo, da água e dos contaminantes presentes é feita em amostras que devem ser representativas das condições químicas e físicas. Para isso, é necessário estabelecer o método adequado de coleta para que a representatividade do material não seja afetada. A escolha do método de amostragem deve levar em conta a profundidade da coleta e o tipo de análise a ser realizado. Os equipamentos do sistema de coleta não devem contaminar o material amostrado e também não podem possibilitar a contaminação cruzada (i.e., o arraste de solo de um nível ao outro ou o fluxo de água contaminada para outros compartimentos via furo de amostragem) (Fetter, 1999).

Segundo Boulding & Barcelona (1991) existem duas configurações de amostragem do solo: (i) matricial (as amostras são retiradas em cada quadrante); (ii) linha (as amostras são retiradas em intervalos ao longo de uma reta). A disposição em forma de matriz é geralmente usada quando a fonte de contaminação está dispersa na área, e também pode ser utilizada para estabelecer correlações de curto alcance. A forma de linha é utilizada em locais onde a fonte segue uma direção preferencial, e quando se deseja estabelecer correlações de longo alcance ao longo de uma trajetória de fluxo subterrâneo ou migração de contaminante. A combinação destas duas estratégias, aliada as análises iniciais de amostras de solo retiradas de pontos alternados na linha ou na matriz, pode tornar o processo de amostragem mais efetivo. Esta combinação de estratégias também poderá evitar a possibilidade de coleta de informações redundantes. Conforme Boulding & Barcelona (1991), uma maneira de se estabelecer correlações de curto alcance é através da retirada de amostras em quatro posições espaçadas igualmente na matriz ou linha, dentro da área de influência da fonte de contaminates. Sara (1991) sugere o uso de técnicas de geoestatística no tratamento dos dados coletados, tendo em vista a

redução do número de amostras coletadas a cada etapa de amostragem do programa de monitoramento da contaminação.

De acordo com Sara (1991), um sistema de monitoramento da água subterrânea deve consistir de um número suficiente de poços instalados em locais e profundidades apropriados, de modo a produzir amostras representativas da água proveniente do aquífero. Este sistema deve possuir poços instalados a montante do fluxo subterrâneo (no mínimo um, e acima da fonte de contaminação) para fornecer valores de *background*, e poços de monitoramento posicionados a jusante do fluxo (no mínimo três) e imediatamente abaixo do limite da fonte poluidora para assegurar que a presença de quantidades significativas de contaminante na água sejam amostradas.

Conforme Boulding & Barcelona (1991), o uso de geofísica superficial para mapear a extensão das plumas de contaminação, a amostragem de gás na zona não saturada e de solo e de água superficial são procedimentos que podem ajudar a locação dos poços de monitoramento.

Os poços de monitoramento são executados de acordo com diversos propósitos. Durante a sua instalação, as amostras de solo e/ou de rocha podem ser retiradas para determinação da estratigrafia local e também para análises químicas. Além disso, é possível a execução de testes de aquíferos como o teste de slug, que permite a determinação da condutividade hidráulica na camada de solo na base do poço de monitoramento. Tendo em vista as possibilidades de aplicação dos poços de monitoramento, é necessário estabelecer os seus usos antes de iniciar o seu projeto. Os poços de monitoramento podem ser utilizados para medição do nível d'água subterrâneo e coleta de amostras de gás, água e solo (Fetter, 1999).

As finalidades do poço de monitoramento, e os tipos de contaminantes presentes no local devem ser considerados no projeto de poços. Como exemplo, se o poço é executado para a coleta de amostras de água, o tubo de revestimento utilizado deve ser suficientemente largo para acomodar os dispositivos de coleta. A seleção dos materiais do revestimento e do filtro deve prever a possibilidade de ocorrência de reações químicas entre os materiais escolhidos e a água subterrânea. Estes materiais não devem liberar químicos na água e nem adsorver químicos da água subterrânea.

Os piezômetros são poços de monitoramento utilizados para determinação da carga hidráulica do aquífero a uma certa profundidade. A altura do filtro deve ser relativamente pequena para que a pressão registrada seja representativa de uma pequena seção vertical do aquífero. Também é possível coletar amostras de solo durante a execução dos piezômetros e amostras de água subterrânea, sendo estas representativas de uma pequena porção da seção vertical do aquífero.

A profundidade e o comprimento do filtro do poço de monitoramento devem ser escolhidos com base nos propósitos do programa de monitoramento. Para monitorar a posição do nível d'água ou detectar a presença de contaminantes não miscíveis como os LNAPL's, o filtro deve ser posicionado de maneira a interceptar o nível d'água subterrâneo e a fase não miscível e possuir comprimento suficiente para detectar as variações do nível d'água. A concentração dos contaminantes na água subterrânea pode variar verticalmente. Em um poço de monitoramento com filtro relativamente longo, as amostras retiradas podem carregar água tanto da parte contaminada como da zona não contaminada do aquífero. Conseqüentemente, as concentrações medidas nas amostras podem ser menores do que as concentrações reais na pluma de contaminação. Estas amostras não representativas podem causar sérias complicações na implementação do sistema de monitoramento da água subterrânea (Fetter, 1999).

Um sistema de monitoramento da água subterrânea, designado para determinar as concentrações de contaminantes em uma pluma, pode exigir a execução de vários poços de monitoramento em diferentes profundidades no mesmo local. Este sistema é oneroso tendo em vista os custos de instalação e das várias análises químicas que devem ser realizadas a cada amostragem. Apesar dos custos deste sistema, ele fornecerá uma grande quantidade de dados sobre a carga hidráulica e a qualidade da água do local.

Quando os poços de monitoramento são utilizados para controlar a saída de contaminantes de uma fonte potencial, eles devem ser posicionados nas partes mais permeáveis do aquífero, onde a frente principal da pluma de contaminação migrará com velocidades maiores. Fetter (1999) menciona a necessidade de cuidados na escolha dos locais de instalação de poços de monitoramento nestas camadas, tendo em vista a possibilidade da água subterrânea e da pluma de contaminação migrarem em uma direção não paralela ao gradiente hidráulico.

Geralmente a concentração de contaminantes nas amostras de água retiradas são menores que as máximas concentrações presentes no aquífero. O poço de monitoramento fornece uma média vertical da concentração de soluto no aquífero, ao longo da região do filtro. Caso a pluma de contaminação seja menos espessa que o comprimento do filtro, a concentração de soluto que é obtida na amostragem será menor, já que uma parte do filtro será preenchida com água não contaminada, diluindo desta forma, o contaminante.

2.5 MÉTODOS INDIRETOS DE INVESTIGAÇÃO

Os métodos indiretos de investigação *in situ* como a geofísica superficial são ferramentas que podem ser utilizadas para a determinação das condições geológicas, hidrogeológicas e ambientais do meio físico. Os métodos geofísicos são capazes de cobrir um grande volume do subsolo, fornecendo meios para a detecção destas condições tais como; profundidade do leito impermeável, grau de intemperismo dos materiais, presença de lentes de areia e argila, e zonas de fraturas. Os métodos indiretos também podem detectar a presença de plumas de contaminação e localizar as suas fontes, caso estejam abaixo do nível do terreno (Benson, 1991).

A aquisição contínua de dados por alguns desses métodos pode fornecer uma grande quantidade de dados da subsuperfície e com isto, pode-se detectar condições anômalas no subsolo relacionadas a uma possível contaminação do solo ou água subterrânea. Diferente dos métodos tradicionais de investigação que envolvem a retirada de amostras e análises químicas, os métodos geofísicos de investigação são métodos não destrutivos de campo para a determinação de propriedades físicas, elétricas, ou geoquímicas de solos e rochas contaminados ou não.

O sucesso do método de investigação adotado irá depender da existência de um contraste suficiente entre as propriedades medidas em uma zona contaminada e em local de *background*. Se o contraste não pode ser medido, o alvo (zona contaminada) não será detectado (Benson, 1991).

2.5.1 Métodos Resistivos

O método eletro resistivo foi desenvolvido no início do século XX, mas tornou-se extensivamente usado a partir dos anos de 1970 devido principalmente ao uso de computadores para o processamento e análise dos dados obtidos. Os principais usos desta técnica incluem a pesquisa de aquíferos produtivos, monitoramento de plumas de contaminação, levantamentos de engenharia para localizar cavidades, falhas, fissuras, galerias etc (Reynolds, 1997).

O princípio básico desta técnica é a imposição de um campo elétrico (I) através de eletrodos de corrente, e a medição da queda de potencial (V) deste campo através de eletrodos de potencial (receptores). O potencial medido nos eletrodos receptores será proporcional a corrente imposta no subsolo. De acordo com a Lei de Ohm temos que:

$$V = R.I \quad (\text{equação 2.2})$$

O valor de resistência (R) calculado não é uma propriedade do material, mas uma função do comprimento (L) e da área da seção (A) do condutor, e da constante de proporcionalidade ou resistividade (ρ), que é uma propriedade natural do meio físico.

Isto pode ser representando através da seguinte formulação:

$$\rho = R.A/L \quad (\text{equação 2.3})$$

$$\text{De (2.2) e (2.3) vem: } \rho = (V \cdot A) / (L \cdot I) \quad (\text{equação 2.4})$$

A relação A / L é definida como um fator geométrico (K) e está relacionado ao arranjo dos eletrodos (corrente e potencial). A unidade adotada para o fator geométrico é o metro (m^2/m), e para a resistividade a unidade é o ohm.m. O inverso da resistividade é a condutividade (σ) e a sua a unidade é o Siemens/metro (S/m).

Existem três vias pelas as quais a corrente elétrica pode ser conduzida em um meio qualquer: (i) a eletrolítica, que ocorre através do movimento dos íons em resposta a um campo elétrico dentro uma solução eletrolítica e depende do tipo de íon; a concentração iônica e mobilidade dos íons, etc; (ii) a eletrônica (ou ôhmica) onde ocorre transferência de elétrons em um meio metálico; e (iii) a dielétrica que ocorre quando aplicada uma corrente alternada em materiais pouco condutores, causando a polarização das moléculas.

Nos solos, a corrente elétrica é transmitida através do fluído intersticial que preenche os poros, que age como eletrólito. Nos minerais a corrente elétrica imposta poderá ser transmitida pela condução ôhmica. De maneira geral, os grãos minerais do solo são pouco condutores; entretanto, os argilo-minerais possuem boa capacidade de transmitir corrente elétrica, contribuindo desta forma para a transmissão da corrente elétrica no volume de solo (Reynolds, 1997).

A resistividade total do solo é composta por várias parcelas, relacionadas às características e a interação existente entre os componentes do sistema solo-ar-líquido intersticial. Os parâmetros principais que controlam a condutividade elétrica em solos são: a temperatura, a porosidade, o grau de saturação, composição iônica do fluído intersticial, a matriz do solo, o pH da água intersticial, a capacidade de troca catiônica (CTC) dos argilo-minerais, a superfície específica condutiva dos grãos minerais, e a presença de ar e substâncias dissolvidas ou imiscíveis na água dos poros que podem estar associadas a contaminação do subsolo (Campanella & Weemes, 1989).

Na Tabela 2.1 são apresentados alguns valores de resistividade elétrica de materiais geológicos, conforme Reynolds (1997).

Tabela 2.1: valores de resistividade elétrica de alguns materiais
(fonte: Reynolds, 1997)

Material	Resistividade (ohm.m)	Material	Resistividade (ohm.m)
Água do mar	0,20	Solo superficial	250 - $1,7 \times 10^3$
Água superficial	10 – 100	Solo (com 20% de argila)	33
Areia aluvionar	10 – 800	Solo (com 40% de argila)	8
Areia seca	80 - 1050	Solo laterítico	120 - 750
Areias argilosas ou argilas arenosas	30 – 215	Cascalho (seco)	1400
Arenito	$1 - 7,4 \times 10^8$	Cascalho (saturado)	100
Argilas	1 – 100	Basalto	$10 - 1,3 \times 10^7$
Argilas (muito secas)	50 – 150	Granito	300 - 106

Segundo Kukue et al. (1999), o teor de umidade é um dos principais fatores que controlam a resistividade do solo. Estes autores investigaram a variação da resistividade elétrica com a umidade em solos argilosos não saturados. A argila de Kibushi, com teores de areia, silte e argila de 22%, 51% e 27% respectivamente, apresentou valores de resistividade elétrica acima de 1000 ohm.m para teores de umidades abaixo de 10%. Eles também observaram que a partir da umidade de 13% a resistividade do solo decresceu abruptamente até cerca de 10 ohm.m, para um teor de umidade de 20%, e que para umidades acima deste valor a resistividade elétrica manteve-se constante. Eles definiram a umidade de 13% como sendo a umidade crítica do material. A partir deste ponto haveria um aumento significativo da interconexão da água contida nos poros do solo, reduzindo consideravelmente a resistividade ao longo de um intervalo de umidade relativamente pequeno (7%). A corrente elétrica percorre a água adsorvida na superfície dos argilo-minerais e o aumento da umidade do solo aumentaria a continuidade desta camada adsorvida reduzindo assim, a resistividade elétrica do solo.

Reynolds (1997) apresenta um modelo simplificado elaborado por Archie (1942) para materiais granulares. Este modelo relaciona de maneira empírica a resistividade total do solo diretamente com a resistividade da água nos poros, já que a parcela de corrente

transmitida pelos grãos do solo pode ser considerada desprezível. Este modelo não é válido para solos que contenham quantidades significativas de finos (e.g., argilo-minerais) na sua constituição, tendo em vista que estes minerais são capazes de conduzir eletricidade. A expressão matemática que representa este modelo é apresentada a seguir:

$$FF = \rho_b / \rho_f = a.n^{-m}.s^{-2} \quad (\text{equação 2.5})$$

onde:

ρ_b = resistividade total

ρ_f = resistividade do fluido intersticial

a = coeficiente de tortuosidade

m = coeficiente de cimentação

n = porosidade

s = grau de saturação.

A relação entre a resistividade total e a resistividade do fluido intersticial é denominada de “fator de forma”. Segundo Nacci et al. (2003), mediante a calibração das constantes a, m e s para um determinado depósito de solo, é possível a determinação da condutividade elétrica do fluido intersticial com base nas medidas de resistividade do sistema solo-água-ar, que podem ser obtidas pelo método geofísico empregado (e.g., cone resistivo e/ou geofísica superficial). Isto é extremamente importante quando se deseja medir a condutividade elétrica da água subterrânea em locais com suspeita de contaminação.

Pacheco (2004) analisou a variação do fator de formação com a porosidade em amostras (na condição saturada) de areias e de um solo composto por caulim. Para isto, o autor realizou medidas de resistividade elétrica nas amostras a diferentes porosidades e concentrações eletrolíticas do fluido intersticial. Observou-se que fator de formação manteve-se constante para cada porosidade, sendo dependente exclusivamente da forma dos grãos. O autor também concluiu que a forma da distribuição granulométrica do solo não influencia o parâmetro m da expressão de Archie (1942).

A presença de contaminantes orgânicos (e.g., NAPL's) ou eletrolíticos (e.g., ácidos e metais pesados) influencia a resistividade dos solos sendo possível, deste modo, distinguir os locais contaminados dos não contaminados, através das variações da resistividade. Isto significa que as plumas de contaminação podem ser verificadas por

comparação dos valores de resistividade de solos com mesmas propriedades físicas, como distribuição granulométrica, índice de vazios, teor de umidade, textura, mas com diferentes tipos e concentrações de soluto na água intersticial.

FuKue et.al. (2000) analisaram os efeitos de concentrações de cloreto de potássio (KCl) na resistividade da areia e argila de Kibushi. Os resultados mostraram que a resistividade da areia decresceu de 200 ohm.m (solo sem contaminante e com $w = 21\%$) para 2 ohm.m quando foi adicionado uma concentração de 30 g/l de KCl na solução intersticial, para uma umidade de 14%. Na argila, observou-se também a queda da resistividade, porém em menor escala devido a menor resistividade que este tipo de solo apresenta no seu estado natural. No mesmo estudo foi verificada a variação na resistividade de uma areia, causada pela adição de um LNAPL (óleo combustível) na água dos poros. Observou-se o aumento da resistividade com o aumento dos teores de hidrocarbonetos de forma que, quanto maior o teor de umidade das amostras, menor era o efeito causado pelo LNAPL sobre a resistividade do solo. Esta verificação é de extrema importância na avaliação da contaminação na zona não saturada do subsolo. Nesta região o teor de umidade é menor, e com isto as variações de resistividade causadas pela presença do LNAPL podem ser mais pronunciadas.

Sauk (1999) realizou um estudo sobre o comportamento elétrico de solos arenosos contaminados por LNAPL's constituintes do óleo cru. Em locais onde a contaminação é relativamente antiga, os compostos orgânicos podem ser decompostos pela atividade bacteriana. O resultado desta atividade bacteriana é a formação de CO_2 , H_2O , e ácidos orgânicos. Estes ácidos orgânicos são formados na região do LNAPL residual próximo da base da zona vadosa, e podem contribuir para o aumento da condutividade elétrica do meio favorecendo, desta forma, a localização das plumas de contaminação que contenham estes ácidos dissolvidos no fluido intersticial, através dos métodos geofísicos por eletro resistividade. Para locais onde a contaminação por LNAPL é recente, as plumas de contaminação irão apresentar valores de resistividade elevados, já que não houve tempo suficiente para a produção de quantidades significativas dos compostos da biodegradação.

2.5.1.1 Geofísica Superficial por Eletro Resistividade

As técnicas comumente utilizadas para medir-se a resistividade em subsuperfície utilizam uma fonte artificial para introduzir uma corrente elétrica no subsolo, que é transmitida por meio de dois eletrodos que são colocados em contato com o solo. Através do circuito eletrodos/subsolo estabelece-se um fluxo de corrente. O potencial estabelecido por este fluxo é medido através de um par de eletrodos posicionados nas proximidades, possibilitando determinar-se a resistividade efetiva ou aparente do subsolo.

Existem várias configurações de arranjos como, por exemplo, o Schlumberger, Wenner, polo-polo, gradiente e o polo-dipolo, sendo os arranjos simétricos Wenner (Figura 2.6) e o Schlumberger (Figura 2.7) os mais utilizados. Estes arranjos são utilizados tanto para as técnicas de caminhamento elétrico como para a sondagem elétrica vertical (SEV). No arranjo Wenner, os eletrodos de corrente (A e B) e os eletrodos de potencial (M e N) são posicionados em linha, de forma a manter o mesmo afastamento ($AM = MN = NB$). No arranjo Schlumberger, a distância entre os eletrodos A e B deve ser pelo menos cinco vezes a distância MN. A profundidade de investigação deve ser calculada com sendo um terço da distância AB para o arranjo Wenner, e a metade da distância AB no caso do arranjo Schlumberger.

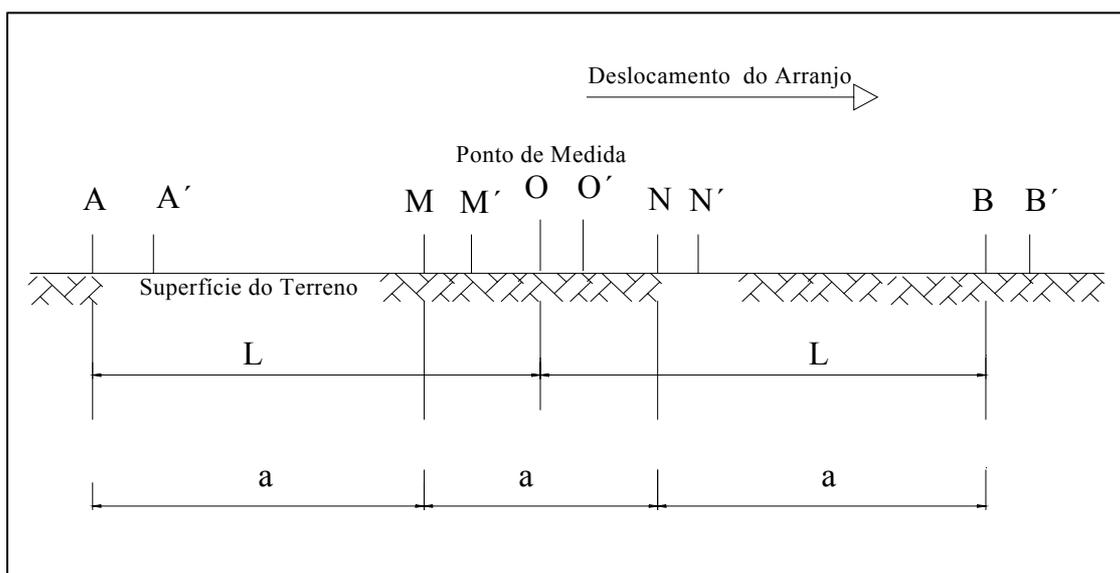


Figura 2.6: configuração do arranjo Wenner (fonte: Reynolds, 1997)

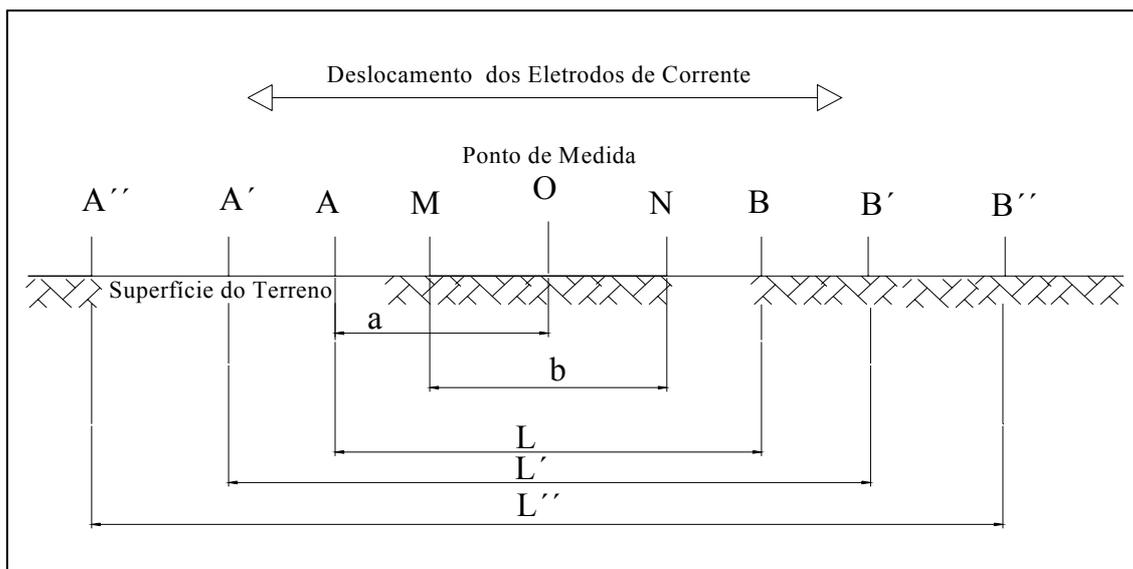


Figura 2.7: configuração do arranjo Schlumberger (fonte: Reynolds, 1997)

No arranjo Wenner é possível se obter diferentes profundidades de investigação através da variação do espaçamento entre todos os eletrodos, que deve ser proporcional. Na configuração Schlumberger, aumenta-se a profundidade de investigação afastando-se apenas os eletrodos de corrente (A e B) simetricamente (Reynolds, 1997).

O objetivo desta técnica de investigação é de obter modelos de resistividade real para o subsolo sendo que estes representam as condições reais do meio geológico. Cada configuração possui um fator geométrico próprio, decorrente do arranjo de eletrodos e da modelagem que considera o solo um meio homogêneo e isotrópico. Sabe-se que na realidade o solo é um material heterogêneo e que pode apresentar anisotropia. Devido a isto, a resistividade medida deve ser considerada como aparente. O cálculo das resistividades aparentes, para sucessivas profundidades de investigação, é feito em função da separação entre eletrodos por meio do fator geométrico K. Isto é feito da seguinte forma:

$$\rho_a = K(\Delta V)/I = K(R) \quad (\text{equação 2.6})$$

$$K = 2\pi \left[\frac{1}{AM} - \frac{1}{MB} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{NB} \right]^{-1} \quad (\text{equação 2.7})$$

onde:

K = fator geométrico correspondente ao tipo de arranjo utilizado

$$\text{Arranjo Wenner: } \rho_a = (2\pi a)R \quad (\text{equação 2.8})$$

$$\text{Arranjo Schlumberger: } \rho_a = \frac{\pi a^2}{b} \left[1 - \frac{b^2}{4a^2} \right] R; a \geq 5b \quad (\text{equação 2.9})$$

A técnica de sondagem elétrica vertical (SEV) é geralmente empregada na determinação da variação da resistividade com a profundidade auxiliando, desta forma, a localização de aquíferos potáveis, embasamento cristalino e acentuadas mudanças estratigráficas. De acordo com Gallas (2000), as profundidades de investigação atingidas pelos diversos tipos de arranjos irão depender de diversos fatores como o comportamento das distribuições de resistividade em subsuperfície, forma do objeto da investigação, contraste do alvo com o meio que o envolve, mineralogia do solo etc. A presença de uma camada condutiva superficial (e.g., lente de argila saturada) reduzirá a penetração da corrente elétrica nas camadas inferiores, reduzindo a espessura do pacote investigado. Uma camada com alta resistividade poderá obstruir a passagem da corrente elétrica, impedindo ou dificultando a investigação nas camadas mais profundas.

A técnica do caminhamento elétrico (CE) possibilita a obtenção da variação horizontal da resistividade. Sondagens em profundidades específicas, para um determinado caminho, permitem a montagem do perfil ou seções verticais do subsolo do local. A combinação das técnicas SEV e CE torna possível não só a elaboração de planos horizontais de resistividade ou cartas de isoresistividade como também um entendimento em três dimensões da distribuição da resistividade do solo, útil na

delimitação de anomalias resistivas como falhamentos, fraturamentos e plumas de contaminação (Reynolds, 1997).

Segundo Gallas (2000), a escolha do arranjo de eletrodos deve levar em consideração dois aspectos básicos que são: a qualidade dos dados tomados no campo e a interpretação a ser feita com estes. Independente dos objetivos da campanha de geofísica é de grande importância que os dados obtidos sejam confiáveis e corretamente interpretados.

Os dados fornecidos por um trabalho de campo com a geofísica de superfície são tratados através dos métodos de interpretação que visam fornecer modelos de resistividade real do subsolo. Entre estes destacam-se o das curvas mestre e o método da inversão, desenvolvido por Zohdy (1989).

Cabe lembrar que as informações obtidas pela geofísica de superfície assim como pelo cone resistivo são qualitativas, no máximo semi-quantitativas, e na maioria das situações satisfazem os objetivos estabelecidos para a campanha de ensaios.

2.5.1.2 Cone Resistivo (RCPT - *Resistivity Cone Penetration Test*)

O método geofísico apresentado anteriormente é uma técnica de investigação não invasiva, cujas medições envolvem um volume considerável de solo compreendido entre os eletrodos. Uma das desvantagens desta técnica é que o solo analisado nesta região é considerado isotrópico e homogêneo. Reynolds (1997) menciona que lentes de areia e argila e outras estruturas geológicas, cujas dimensões são pequenas com relação ao alvo geológico principal, podem contribuir para perda da qualidade dos dados obtidos e com isto, a eficiência das interpretações fica prejudicada. Por exemplo, a presença de lentes de argila com alta condutividade elétrica poderá causar a distorção das linhas equipotenciais ao redor destas estruturas e com isto, a corrente elétrica transmitida pelos eletrodos percorrerá preferencialmente ao longo destas lentes.

Conforme Robertson (1998), as sondas utilizadas nos ensaios de cone e piezocone (CPTU) são equipamentos que fornecem medidas contínuas de parâmetros geotécnicos do solo. A adição de novos sensores nestas ferramentas pode ampliar as suas aplicações para a caracterização geoambiental de sítios contaminados. A adição de eletrodos de

potencial e de corrente possibilitou a obtenção do parâmetro resistividade elétrica de maneira contínua ou quase contínua ao longo da cravação da sonda no subsolo. A utilização do cone resistivo, da mesma maneira que no CPT e o CPTU, está limitada a solos friáveis e isentos de matacões ou blocos que possam danificar a ponteira e o conjunto de hastes.

Uma das vantagens das sondas ou cones resistivos é a redução dos problemas causados pela falta de homogeneidade apresentada pela maioria dos depósitos naturais. Isto ocorre porque as medições de resistividade envolvem uma pequena porção do solo localizado a uma distância suficientemente afastada da zona amolgada pela penetração da ponteira. Isto permite que o valor medido de resistividade, para uma determinada profundidade, seja representativo. Como o afastamento dos eletrodos é fixa (ver Figura 2.8) no cone resistivo, a construção de perfis verticais de resistividade é feita através das leituras realizadas ao longo da cravação do equipamento, e não pelo afastamento gradual dos eletrodos, utilizado pela geofísica superficial. Segundo Robertson (1998), estes perfis verticais de resistividade obtidos pelo RCPT podem ser utilizados para a localização de alvos para programas de monitoramento em sítios contaminados.

A geometria do cone resistivo é semelhante a do CPT e o sistema de cravação e o dispositivo de aquisição de dados utilizado para os ensaios pode ser o mesmo do ensaio de CPT ou CPTU. O cone resistivo é formado por uma ponteira cônica, na qual é posicionado um arranjo de eletrodos de formato anelar que são eletricamente isolados através de materiais cerâmicos ou plásticos. As medições de resistividade são feitas através da leitura da diferença de potencial entre os eletrodos, que é gerada pela aplicação de uma corrente elétrica constante. A configuração e número de eletrodos são variáveis, sendo adotados geralmente sistemas com dois ou quatro eletrodos.

A partir da aplicação de uma corrente alternada de intensidade constante, mede-se a diferença de potencial produzida. A resistência elétrica é obtida através da Lei de Ohm (equação 2.2), onde essa resistência é diretamente proporcional ao comprimento do condutor e inversamente proporcional a sua seção transversal. Esta resistência também é proporcional a constante de proporcionalidade ou resistividade (ρ). Assumindo que na região medida o solo é homogêneo e isotrópico e que os eletrodos são condutores perfeitos, e também que a fonte geradora forneça uma corrente perfeita, pode-se

relacionar diretamente a resistividade elétrica do solo com a resistência elétrica medida pelo cone resistivo, através da equação 2.4.

A razão entre a seção transversal e o comprimento das linhas de corrente (A/L) é definida fator geométrico (K), que pode ser estimado através de um processo de calibração da ponteira. Esta calibração é realizada em laboratório, introduzindo completamente o cone resistivo em uma câmara contendo água à qual são adicionadas quantidades graduais de cloreto de potássio (KCl). A cada concentração de KCl , são realizadas leituras da diferença de potencial no cone resistivo, e em paralelo são realizadas medições da condutividade elétrica da solução através de um condutivímetro. Ao final, obtém-se relação tensão (V) e condutividade elétrica (σ), que é utilizada para converter os valores de tensão medidos com RCPT para valores de condutividade elétrica.

Na Figura 2.8 é mostrado um esquema do cone resistivo adquirido conjuntamente por 3 Universidades Brasileiras - UFRGS, COPPE/UFRJ e a UFPE. Nesta ponteira, o eletrodo emissor de corrente está localizado no centro, e os eletrodos que medem o potencial elétrico são o corpo da ponteira. A distância entre o eletrodo central e o corpo da ponteira é de 5 cm em ambas direções, sendo o seu diâmetro correspondente a uma seção transversal de 15cm^2 .

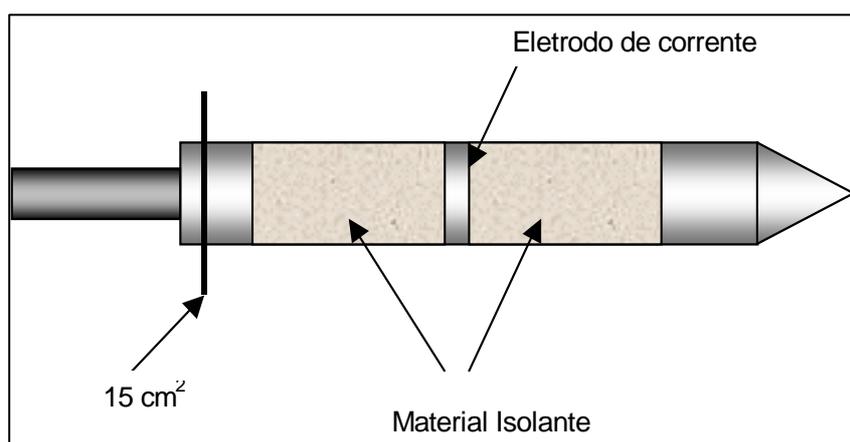


Figura 2.8: cone resistivo

Nacci et al. (2003) realizaram ensaios com o cone resistivo adquirido pelo projeto PRONEX em uma local próximo ao Aeroporto Internacional Salgado Filho do município de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. O subsolo da área é composto por um

perfil de solo sedimentar marcado pela presença de uma camada de argila mole com aproximadamente 10 m de espessura sobrejacente a uma camada de areia. Os dados fornecidos pelo equipamento permitiram identificar com precisão as variações da resistividade associadas à estratigrafia do subsolo.

Pacheco (2004) obteve 3 verticais resistivas com um equipamento similar ao adquirido pelo projeto PRONEX. O local investigado está situado na Vila do Pan-Americano na Barra da Tijuca, no município do Rio de Janeiro, cujo perfil geotécnico é caracterizado pela existência de um pacote sedimentar com cerca de 14 m de espessura sobrejacente a um perfil de solo residual. Da mesma maneira, o equipamento acusou com precisão as variações da resistividade relacionadas com a estratigrafia do subsolo.

Em ambos os estudos os autores ressaltam o alto grau de precisão e qualidade dos dados fornecidos pelo cone resistivo. Ainda, Pacheco (2004) destaca a importância de obter o perfil geotécnico do local investigado para a correta interpretação das verticais de cone resistivo.

3 ESTUDO DE CASO

3.1 GEOLOGIA, GEOMORFOLOGIA E PEDOLOGIA DA ÁREA

3.1.1 Geologia Regional

O local investigado está localizado na região metropolitana de Porto Alegre, possui uma área de aproximadamente 6 hectares (Figura 3.1) e está situada na província geomorfológica denominada Depressão Periférica, cuja litologia é caracterizada pela presença de rochas sedimentares pertencentes à Bacia do Paraná. Esta bacia é uma extensa depressão deposicional situada na parte centro-leste do continente sul-americano e cobre cerca de 1.600.000 km². A Bacia do Paraná está preenchida com aproximadamente 5.000 m de sedimentos paleozóicos, mesozóicos, lavas basálticas e rochas cenozóicas (Schneider et. al., 1974).

No Devoniano, no Período Paleozóico (395 a 345 MA), após um longo período erosivo, teve início o processo de deposição das rochas sedimentares da Bacia do Paraná. No estado do Rio Grande do Sul esta deposição está representada pela Formação Rio do Sul do Grupo Itararé e rochas da Formação Rio Bonito e Formação Palermo do grupo Guatá. No Permiano, o Grupo Passa Dois está representado por sedimentos da Formação Irati, Formação Estrada Nova e Formação Rio do Rastro. No Mesozóico depositaram-se os sedimentos Triássicos fluviais da Formação Rosário do Sul incluindo as Formações Santa Maria e Caturrita e arenitos eólicos desérticos da Formação Botucatu. Na região também ocorreu um evento vulcânico fissural continental relacionado à Formação Serra Geral que é composto por Basaltos. Por último, ocorreu a deposição da Formação Tupanciretã.

A Formação Rosário do Sul, originalmente descrita como um pacote de rochas sedimentares, é caracterizada por uma fácies fluvial e outra lacustre (Gamermann, 1970), e foi redefinida por Andreis et al. (1980) denominado-a de Grupo Rosário do Sul, sendo a principal formação geológica que ocorre na região da área investigada (Pinheiro, 1991). Esta Formação é de

caráter regional e cobre uma área do estado do Rio Grande do Sul, que se estende do município de Gravataí até o município de São Gabriel ao longo da Depressão Periférica.

Conforme Andreis et. al. (1980), citado por Pinheiro (1991), o Grupo Rosário do Sul engloba as formações Caturrita, Santa Maria e Sanga do Cabral. A Formação Caturrita é formada por iguais proporções de arenitos e pelitos com tons castanho avermelhados. Os arenitos podem variar de muito grossos até finos e exibem freqüentemente estratificação cruzada acanalada ou planar, com laminação paralela e são constituídos por quartzo e feldspatos. A Formação Santa Maria é essencialmente pelítica com quantidades menores de arenitos. As cores desta litologia são vermelho, castanho avermelhado e cinza amarelado ou cinza esverdeado com tons de laranja e lilás. A Formação Sanga do Cabral é constituída essencialmente por arenitos (80%) com proporções inferiores de pelitos (20%). A estratificação é bem desenvolvida, do tipo cruzada de porte médio, tangencial, planar ou acanalada.

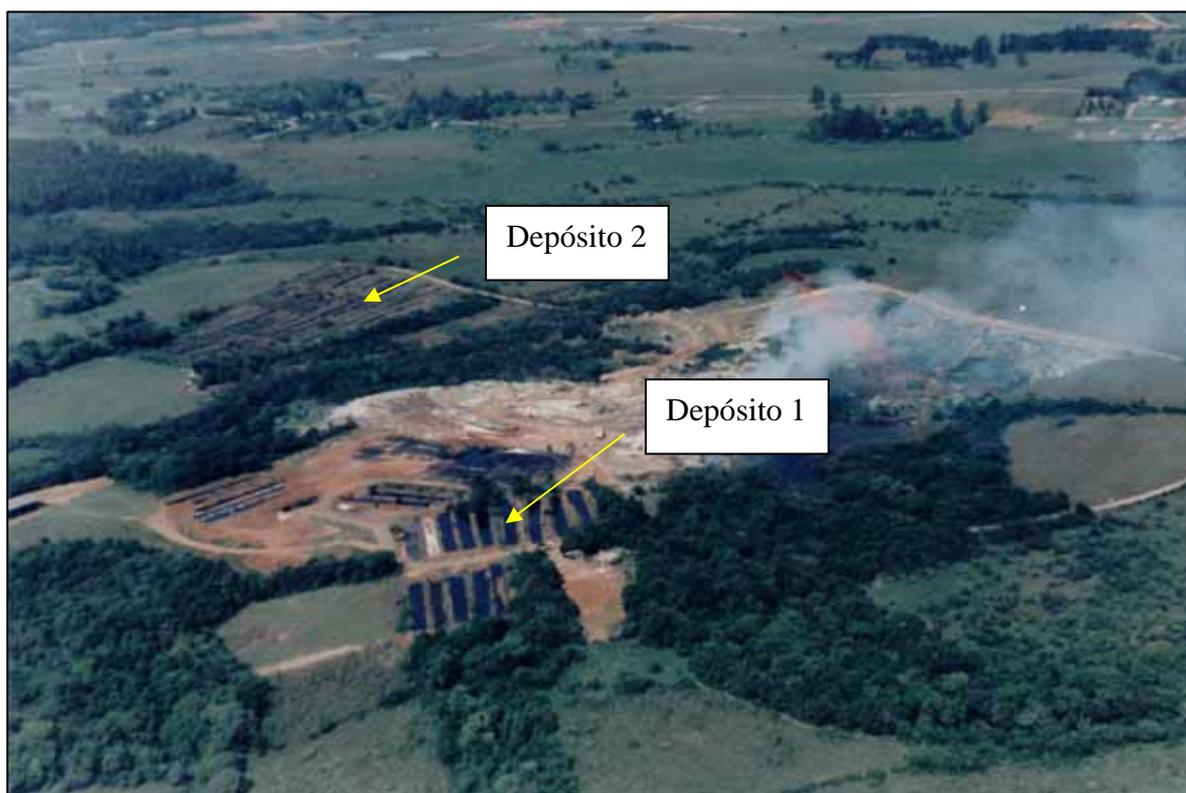


Figura 3.1: foto aérea da área estudada

Na região onde está inserida a área em estudo a Formação Rosário do Sul se faz presente através da fácies fluvial, que é constituída por arenitos, siltitos e ocasionalmente argilitos. A fácies fluvial é caracterizada pela presença de arenitos finos a muito finos com estratificação

plano paralela típica, siltitos e argilitos de planícies de inundação. Os arenitos predominam sobre os siltitos e argilitos. As rochas desta formação possuem coloração avermelhada com tons rosa, amarelo, roxo e cinza.

Em seu trabalho de análise de comportamento geomecânico de perfis oriundos de rochas sedimentares da Formação Rosário do Sul, Pinheiro (1991) afirma que o pacote de rochas sedimentares que ocorre na região pertence à Formação Sanga do Cabral, Grupo Rosário do Sul, constituída essencialmente por arenitos (~80%) e porções aproximadamente iguais de argilitos e siltitos (~20%).

3.1.2 Geomorfologia e Pedologia

A área investigada está situada na província geomorfológica denominada Depressão Periférica. Segundo Koppe (1982), a região é formada por relevos arredondados com vertentes suaves e convexas, que coincidem com as litologias pertencentes ao Grupo Rosário do Sul.

Os solos que ocorrem na região dos depósitos de resíduos apresentam características diferentes, principalmente quanto ao modo de ocorrência em relação aos altos topográficos e várzeas. Nas partes elevadas o solo tem características de podzólico vermelho-amarelo distrófico (solo em que a porcentagem de saturação por bases é inferior a 50%). Esta classe de solos predomina no Grupo Rosário do Sul, onde os perfis são bastante diferenciados com seqüência de horizontes A-Bt-C. Estes solos são geralmente mediamente profundos e profundos, bem drenados e possuem argila de atividade baixa. Os solos apresentam textura arenosa, média ou raramente argilosa no horizonte A e média ou argilosa no horizonte B. Nestes solos, devido aos processos pedológicos no horizonte A, ocorre um acúmulo de matéria orgânica e eluviação. Devido ao deslocamento de colóides, óxidos hidratados de ferro e alumínio, sais solúveis e argilas, o horizonte B, onde há iluviação deste material, é mais argiloso. Se a intensidade destes processos de eluviação e de iluviação é de tal ordem que a relação de argila for de 1:1:5, pode-se classificar pedologicamente o solo como podzólico com horizonte B textural (Bt). Estes solos são fortemente ácidos, de baixa fertilidade natural e possuem valores baixos de capacidade de troca catiônica (CTC) (Pinheiro, 1991; RADAMBRASIL, 1986).

Nas partes topograficamente mais baixas da região, localizadas junto às drenagens e várzeas, os solos são mal desenvolvidos e mal drenados, e são classificados pedologicamente como planossolos eutróficos (solo em que a porcentagem de saturação por bases é superior a 50%). Esta classe de solos é característica de áreas baixas, onde as condições do relevo proporcionam acumulação de excesso de água temporária ou permanente, causando a ocorrência de reações de redução que são responsáveis pelo desenvolvimento de perfis de cores cinzentas, que são indicativas de gleização. As características principais desta classe de solos é a presença de horizonte A eluvial com textura arenosa ou média. O horizonte B é caracterizado pela elevada concentração de argila de alta atividade. Estes solos são derivados de sedimentos aluvionares provenientes de rochas sedimentares da região (RADAMBRASIL, 1986).

3.2 CLIMA, HIDROGRAFIA E VEGETAÇÃO

A área estudada está posicionada na região climática denominada Depressão Central, cujo clima é do tipo subtropical. De acordo com os dados do Levantamento de Recursos Naturais realizado pelo IBGE (RADAMBRASIL, 1986), a Depressão Central Gaúcha posiciona-se em sua maior parte entre o Planalto das Araucárias e o Planalto Sul-Riograndense. Esta depressão está balizada pelas isoterms de 13 °C e 14 °C (média anual). O clima da região é classificado como subtropical úmido por registrar valores de temperatura média superiores a 22 °C no mês mais quente (janeiro) e apresentar chuvas bem distribuídas ao longo do ano. A temperatura média anual é de 24,2 °C e umidade relativa anual de 79%. A taxa de precipitação média anual é de aproximadamente 1400 mm, com mínimo mensal de 72 mm nos meses de novembro e dezembro, e máximo de 173 mm no mês de junho.

A Figura 3.2 apresenta o gráfico de chuva acumulada mensal do ano de 2004, junto com gráfico da média mensal acumulado para o período compreendido entre 1961 e 1990. Os dados foram obtidos através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e são para a estação de observação hidrológica do município de Porto Alegre/RS.

A rede hidrográfica da área dos depósitos é constituída por pequenos cursos d'água que possuem caráter permanente ou intermitente, que estão inseridos na bacia hidrográfica do Rio Gravataí. Entre os Depósitos de resíduos 1 e 2 (Figura 3.3) existe um pequeno arroio com vazões entre 1 a 2 l/s, cujo fluxo é na direção SO e posteriormente, quando junta-se a outras

drenagens, muda para norte, seguindo em direção ao Rio Gravataí localizado a cerca de 3 Km de distância dos Depósitos. O Rio Gravataí corre do leste para oeste e forma ao leste uma grande planície de inundação denominada de Banhado Grande.

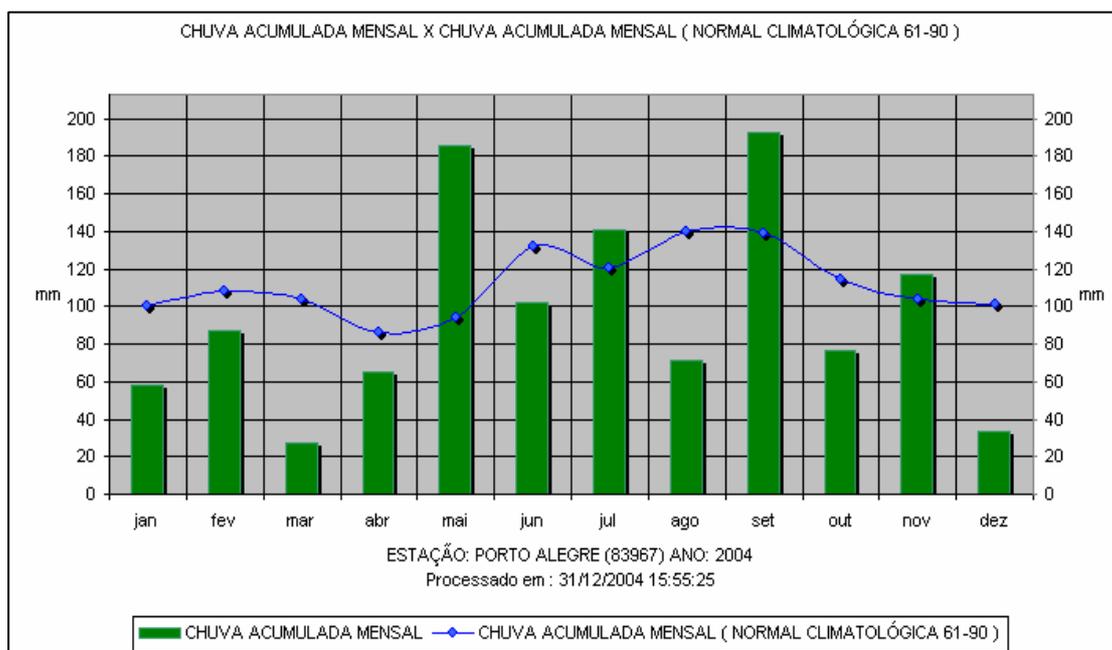


Figura 3.2: chuva acumulada mensal (obtido do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, 2004)

A cobertura vegetal da região dos depósitos é composta por campos, áreas de cultivo e pastagens, áreas de reflorestamento com mata de eucalipto e fragmentos de mata nativa nas vertentes das coxilhas e ao longo das linhas de drenagem natural.

3.3 DEPÓSITOS DE RESÍDUOS

A área onde está localizado o depósito de resíduos industriais é constituída duas coxilhas e está dividido em dois setores (Depósito 1 e Depósito 2), ambos constituídos principalmente por valas preenchidas por borra oleosa ácida (Figura 3.3). Neste trabalho de pesquisa, as análises dos dados existentes e a campanha de investigação geoambiental irão compreender a área do Depósito 2.

O Depósito 2 possui uma área de aproximadamente 3.000 m², onde foram construídas 25 valas com aproximadamente 30 m de comprimento por 4 m de largura e com profundidades

de 2 a 2,5 m, todas preenchidas com borra oleosa ácida. Até o ano de 1998 a borra ácida foi lançada neste local e segundo as informações da equipe técnica da refinaria responsável pela área, numa tentativa de conter a pluma de contaminação proveniente das valas com borra ácida, foram construídas algumas trincheiras em pontos ao longo do perímetro do Depósito 2, nas quais foi depositada borra neutralizada. Estas trincheiras possuem aproximadamente 2 m de profundidade por 1 m de largura.

Atualmente o local está recoberto por uma camada de aterro com cerca de 0,5 m de espessura. A Figura 3.4 apresenta uma foto das valas preenchidas com borra oleosa ácida no Depósito 2.

Na região está localizado também um depósito de resíduos domésticos provenientes do município da região (Figura 3.3). Este depósito está colocado diretamente sobre o solo sem qualquer preparação prévia e em um local desfavorável, que coincide com o eixo de drenagem superficial e subterrâneo.

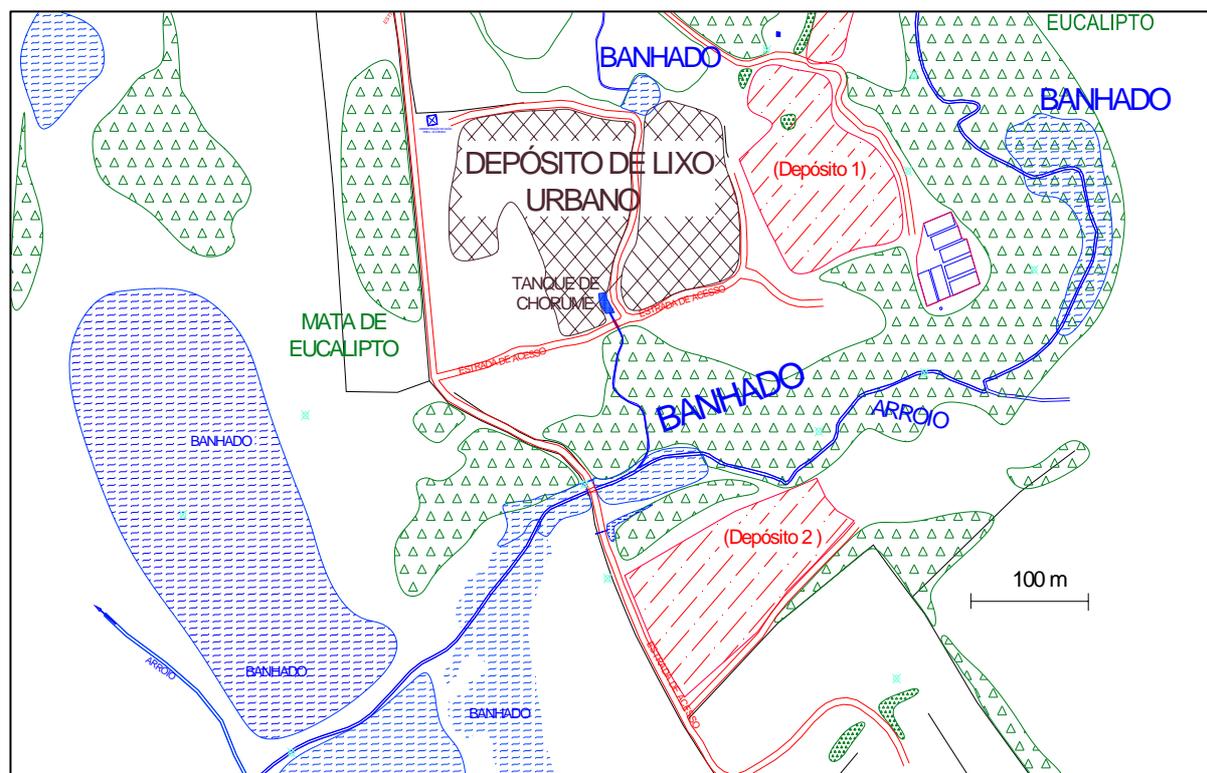


Figura 3.3: disposição dos depósitos de resíduos industriais na região



Figura 3.4: valas preenchidas com borra ácida (antes da aplicação da cobertura de aterro)

3.3.1 Produção do Resíduo Borra Oleosa Ácida

O resíduo borra oleosa ácida lançada no Depósito 2 é provenientes de uma refinaria que realiza re-processamento de óleos lubrificantes usados, utilizados em veículos automotores. Inicialmente, o óleo recebido na indústria passa pelo controle de qualidade e é estocado. Posteriormente o óleo usado sofre um pré-aquecimento, onde parte das frações leves e da água nele contidos é removida. Após este processo, o óleo passa por um filtro de malha grossa para remoção de partículas grosseiras e segue para a etapa de desidratação e craqueamento térmico, para a remoção das frações leves e da água. O óleo desidratado é resfriado até uma temperatura de aproximadamente de 40°C e é tratado com ácido sulfúrico concentrado (98%), numa proporção que varia em torno de 3 a 4 % do volume de óleo utilizado no processo. O óleo tratado com ácido passa por um processo de decantação, que é aplicado para a separação das frações pesadas (e.g., partículas metálicas e outras impurezas). Deste processo, ocorre a formação da borra oleosa ácida que depois é removida pelo fundo de tanques decantadores, e é enviada para uma unidade de neutralização. Nesta unidade, cal hidratada (Ca(OH)_2) é adicionada à borra ácida através de um sistema de mistura e reação, onde é formado um produto sólido finamente dividido que apresenta um pH alcalino. Ao final, o óleo separado da borra ácida na fase de decantação passa por um processo de clarificação e filtragem para a retirada dos produtos interferentes que dão cor ao óleo.

3.3.2 Caracterização da Borra Oleosa Ácida

No ano de 2002, a pedido da refinaria, amostras da borra oleosa ácida foram coletadas no sistema produtivo da indústria e foram analisadas em laboratório através de ensaios de lixiviação, solubilização e massa bruta para caracterização e classificação segundo a NBR 10.004 de 1987, sendo os resultados apresentados nas Tabelas 3.1 e 3.2 respectivamente. No ano de 2004, novamente a pedido da empresa, uma nova análise de massa bruta do resíduo, porém mais completa, foi realizada (Tabela 3.3).

Tabela 3.1: resultados dos ensaios de lixiviação e massa bruta do resíduo borra ácida (2002)

Ensaio de Lixiviação (realizado segundo a NBR 10005 – 1987)			Ensaio de Massa Bruta (realizado segundo a NBR 10006 – 1987)		
Parâmetro	Resultados	Limite Máximo NBR 10.004 1987 (mg/kg)	Parâmetro	Resultados	Limite Máximo NBR 10.004 1987 (mg/kg)
Arsênico (mg/Kg)	ND	5,0	Arsênico (mg/Kg)	ND	1,0
Bário (mg/Kg)	1,3	100,0	Berílio (mg/Kg)	ND	1,0
Cádmio (mg/Kg)	0,142	0,5	Chumbo (mg/Kg)	6,74	(*)
Chumbo (mg/Kg)	0,269	5,0	Cianeto (mg/Kg)	1,03	1,0
Cromo Total (mg/Kg)	0,11	5,0	Cromo Hexavalente (mg/Kg)	2,15	100
Fluoretos (mg/Kg)	0,22	150,0	Fenol (mg/Kg)	ND	10
Mercúrio (mg/Kg)	0,04	0,1	Óleos e Graxas (% massa)	0,82	-
Prata (mg/kg)	ND	5,0	Mercúrio (mg/Kg)	ND	100
Selênio (mg/Kg)	ND	1,0	Selênio (mg/Kg)	ND	100
pH inicial: 1,0 / pH final: 1,2			Vanádio (mg/Kg)	ND	1,0
ND = valor não detectado. (*) limite para teor de chumbo: (1) composto orgânico – 100mg/Kg; (2) compostos minerais: 1,00 mg/Kg			Umidade da Amostra: 4,0 %		

Tabela 3.2: resultado do ensaio de solubilização do resíduo borra ácida (2002)

Parâmetro	Resultados (mg/L)	Limite Máximo NBR 10.004 1987 (mg/L)	Parâmetro	Resultados (mg/L)	Limite Máximo NBR 10.004 1987 (mg/L)
Alumínio	0,1	0,2	Ferro Total	7,8	0,3
Arsênio	0,03	0,05	Fluoretos	0,84	1,5
Bário	0,8	1,0	Manganês	0,4	0,1
Cádmio	0,034	0,005	Mercúrio	ND	0,001
Chumbo	1,23	0,05	Nitrato	6,2	10,0
Cianeto	0,08	0,1	Prata	0,04	0,05
Cloreto	1.750,00	250,00	Selênio	0,01	0,01
Cobre	1,88	1,0	Sulfato	12.680,00	400
Cromo Total	0,02	0,05	Sódio	137,0	200
Dureza	1.200,00	500,0	Sulfactantes	0,14	5,0
Fenol	0,001	0,001	Zinco	25,5	0,2

ND = valor não detectado

A partir dos resultados de caracterização do resíduo verifica-se que borra ácida apresenta altos teores de metais como o ferro, o alumínio, o zinco, o cobre, o chumbo e o magnésio. Estes metais provavelmente são originados de partículas metálicas dos motores a combustão que são incorporadas ao óleo lubrificante durante a sua utilização.

Óleos e graxas contidos no resíduo podem ser constituídos de misturas de hidrocarbonetos alifáticos de longa cadeia, estrutura química comum do óleo diesel e dos óleos lubrificantes.

O resíduo apresenta variabilidade quanto à sua composição, devido às características da matéria prima utilizada e a outros fatores inerentes ao processo de refino (e.g., quantidade de ácido sulfúrico que é adicionado na produção).

Tabela 3.3: resultado do ensaio de massa bruta do resíduo borra ácida (2004)

Parâmetro	Resultados (mg/kg)	Limite Máximo NBR 10.004 1987 (mg/kg)	Parâmetro	Resultados (mg/kg)	Limite Máximo NBR 10.004 1987 (mg/kg)
Alumínio	1.702,00	-	Fluoretos	47,97	-
Antimônio	13,10	-	Magnésio	15.100,00	-
Arsênico	<LQ	1000	Manganês	108,00	-
Bário	<LQ	-	Mercúrio	<LQ	100
Berílio	<LQ	100	Molibdênio	21,30	-
Cádmio	0,60	-	Níquel	52,45	-
Cálcio	2.190,00	-	Óleos e Graxas	14,60%	-
Chumbo	47,60	(*)	Hidrocarbonetos Líquidos e Bombeáveis a 80°C	11,65%	5% em massa
Cianetos	<LQ	1000			
Cloretos	<LQ	-			
Cobalto	<LQ	-	Potássio	376,10	-
Cobre	49,02	-	Prata	<LQ	-
Cromo Hexavalente	<LQ	100	Selênio	<LQ	100
Cromo Total	60,50	-	Sódio	618,00	-
Enxofre	0,27%	-	Tálio	<LQ	-
Estanho	122,40	-	Vanádio	55,54	1000
Fenol	0,60	10	Zinco	3.070,00	-
Ferro	2.200,00	-	Benzeno	<10	20
Matéria Orgânica	55,68%	-	Tolueno	<10	-
Umidade	28,69%	-	Etil benzeno	<10	-
pH	0,96	-	m, p Xileno	<10	-
			o Xileno	<10	-
Densidade	1,27g/cm3	-	LQ = Limite de Quantificação (*) limite para teor de chumbo: (1) composto orgânico – 100mg/Kg; (2) compostos minerais: 1,00 mg/Kg		

Segundo o laudo de caracterização de 2002, a borra ácida foi classificada como resíduo Classe I - perigoso. Os resultados analíticos no estrato de solubilização apresentaram os teores de cádmio, chumbo, cloretos, cobre, dureza, ferro, manganês, sulfato e zinco acima dos limites máximos estabelecidos pela NBR 10.004 de 1987 (listagem nº 8 – Anexo H). A amostra de resíduo apresentou pH igual a 1,0 quando em solução aquosa e também ocorreu liberação de gases corrosivos durante o seu manuseio.

Com base nos resultados de caracterização da borra ácida, as seguintes considerações podem ser realizadas:

- A borra ácida possui baixo pH devido principalmente à presença de ácido sulfúrico em sua composição. O ensaio de solubilização mostrou que o resíduo libera quantidades elevadas de íons sulfato (SO_4^{-2}) em solução aquosa. O ácido sulfúrico é um ácido forte que em solução aquosa ioniza-se completamente em H^+ e HSO_4^- . O íon HSO_4^- é relativamente forte e se ioniza parcialmente em H^+ e SO_4^{-2} , formando uma solução eletrolítica altamente condutiva.
- O óleo lubrificante usado passa por um processo de craqueamento onde as frações leves são removidas, conferindo à borra ácida, conseqüentemente, baixos teores de hidrocarbonetos aromáticos leves (e.g., BTEX) em sua composição.
- Os metais que fazem parte da composição do resíduo podem se combinar com o íon SO_4^- para formar sais como Al_2SO_4 , MgSO_4 , CaSO_4 e PbSO_4 . Segundo Ebbing (1996) maioria dos sais metálicos formados pelo íon sulfato (SO_4^-) são solúveis, com exceção do sais formados pelos elementos cálcio (Ca), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e bário (Ba).

A borra ácida, portanto, quando entra em contato com a água subterrânea e/ou com a água proveniente das precipitações, poderá liberar quantidades significativas de ácido sulfúrico, sais solúveis e outros produtos de sua composição. Devido a isso, a contaminação do meio físico por estes compostos poderá reduzir a resistividade elétrica e o pH da água superficial e subterrânea, com relação ao *background*.

3.4 TRABALHOS DE DIAGNÓSTICO REALIZADOS NA ÁREA

No ano de 2000, conforme solicitado pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Rio Grande do Sul (FEPAM), foi elaborado um trabalho de avaliação da contaminação na área. Neste estudo foram realizados estudos topográficos e foram instalados piezômetros (identificados por PZ) e réguas linimétricas para medições das vazões dos córregos existentes na área. Testes de slug (para a determinação da condutividade hidráulica *in situ* dos solos) foram realizados nos piezômetros e amostras da água subterrânea e superficial foram retiradas para análises químicas e físico-químicas. No estudo também foi utilizada a geofísica superficial por eletro resistividade para determinar a extensão e a profundidade da contaminação no subsolo.

No ano de 2003, outra avaliação da contaminação da área foi exigida pela FEPAM. Neste estudo o método geofísico por eletro resistividade foi utilizado novamente e com base nos resultados deste, poços de monitoramento (identificados por PN) foram posicionados ao longo do perímetro do Depósito 2. Análises químicas da água subterrânea e do solo também foram realizadas para quantificar a contaminação no meio físico.

Nos próximos itens serão apresentados os resultados dos ensaios de campo e laboratório empregados nestes trabalhos de avaliação da contaminação da área.

3.4.1 Geofísica Superficial por Eletro Resistividade

No primeiro trabalho de avaliação, o método geofísico foi empregado para detectar anomalias nos valores da resistividade do subsolo relacionadas à presença de contaminantes. Nesta campanha (realizada em foi realizado um caminhamento elétrico (CE) com a configuração de eletrodos Wenner. O espaçamento entre eletrodos foi estabelecido de modo a atingir profundidades de investigação de 1,5 a 24 m. Na Figura 3.5 é apresentada a posição do caminhamento elétrico, que é designado por linha A.

No ano de 2003 o método geofísico foi empregado novamente. O arranjo de eletrodos utilizado foi o Schlumberger, com uso de cabos multieletródos e espaçamento entre eletrodos de 3 m. Ao todo foram realizadas 4 linhas geofísicas com cerca de 245 m de comprimento cada, com profundidade máxima de investigação de 25 m.

Os métodos de tratamento dos dados geofísicos utilizados nas duas campanhas de ensaios não foram especificados nos relatórios geofísicos sendo, portanto, apresentados diretamente os valores de resistividade real calculados.

Na Figura 3.5 estão esquematizadas as seções de geofísica (realizadas em março de 2003) na área do Depósito 2 conjuntamente com a posição da linha geofísica A (realizada em maio de 2000). Nas Figuras 3.6, 3.7, 3.8 e 3.9 constam os resultados das seções 08, 09, 10 e 11 respectivamente. Segundo o laudo geofísico de 2003, nestas seções as zonas do subsolo com mesma resistividade são identificadas por uma mesma cor, e os locais onde foram detectadas anomalias relacionadas à presença de contaminantes foram delineados. Nos perfis também estão esquematizados os pontos que foram indicados pelos investigadores para a instalação de poços de monitoramento, a fim de verificar a existência de contaminantes da água subterrânea. Também é indicada em cada figura a posição da linha geofísica A.

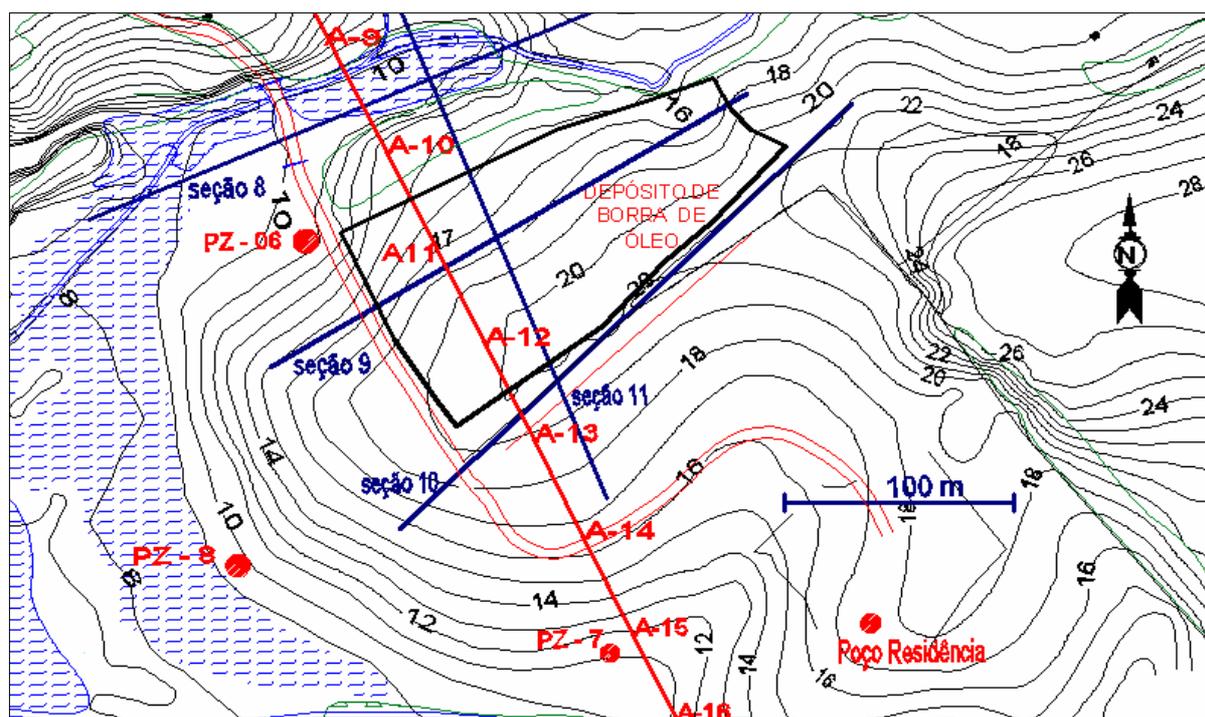


Figura 3.5: posição da linha geofísica A e das seções geofísicas 08, 09, 10 e 11 (fonte: relatório de avaliação, 2000; 2003)

Na campanha geofísica de 2000, amostras da água superficial foram retiradas em alguns pontos da área para a medição da resistividade elétrica e sólidos totais dissolvidos. Na Figura 3.5 estão localizados os pontos de coleta das amostras ao longo da linha geofísica A e na Tabela 3.4 constam os resultados das análises. As amostras que foram coletadas nas

proximidades da estaca A-15 foram utilizadas para a obtenção do *background* da resistividade da água superficial e subterrânea. Estes pontos foram considerados como adequados para obtenção do *background*, segundo investigadores responsáveis, em razão da distância e posição destes locais de amostragem com relação ao aterro de resíduos.

Tabela 3.4: valores de resistividade e sólidos totais de amostras da água superficial da área do Depósito 2

Local	Resistividade (ohm.m)	Sólidos Totais (mg/L)
A 35 m a esquerda da estaca A15 (banhado)	210	23,5
Poço residência a 100 m da estaca A-15	167	30,2
Entre as estacas A-09 e A10 a 20 m para oeste	5,91	844
A 20 m para oeste da estaca A-09	3,16	1560

(fonte: relatório de avaliação, 2000)

A resistividade de *background* da água superficial da área é de aproximadamente 210 ohm.m. Os baixos valores de resistividade medidos nas amostras coletadas na área de banhado (próximo as estacas A-09 e A-10) podem ser devido às altas quantidades de contaminantes (e.g., ácido sulfúrico) transportados ao local pelo fluxo superficial e subterrâneo.

As interpretações dos dados geofísicos, segundo os relatórios de avaliação, foram baseadas na constatação de que nas zonas contaminadas do subsolo, os valores de resistividade são menores com relação às zonas não contaminadas.

Os valores de resistividade *background* do subsolo da área foram definidos com base em medições realizadas (na campanha geofísica de 2000) em uma área afastada de todos os depósitos de resíduos existentes na região. Foram estabelecidos valores de referência entre 600 e 400 ohm.m até cerca de 1,5 m de profundidade, 200 ohm.m a 3 m, 60 ohm.m a 6 m, e para as camadas mais profundas (até 24 m de profundidade) a referência de *background* ficou entre 20 a 50 ohm.m.

Na linha geofísica A (Figura 3.5) a resistividade elétrica do subsolo na profundidade de 1,5 m, entre as estaca A-9 e A-10, foi de aproximadamente 40 ohm.m. Na região do subsolo entre 3,0 e 6,0 m de profundidade a resistividade ficou em torno de 50 ohm.m e entre 12 e 24 m de profundidade a resistividade foi de aproximadamente 45 ohm.m. Segundo o relatório

geofísico, estes valores resistividade indicaram que a pluma de contaminação teria atingido profundidades superiores a 20 m na área de banhado.

Entre as estacas A-11 e A-12, a resistividade correspondente ao resíduo borra ácida ficou entre 100 e 170 ohm.m. Na profundidade de 3 m os valores ficaram entre 90 e 60 ohm.m, e entre 6,0 e 24 m de profundidade a resistividade do subsolo ficou entre 20 e 40 ohm.m. Estes dados mostraram que a contaminação dentro do perímetro do Depósito 2, segundo o laudo geofísico de 2000, atingiu as camadas mais profundas do subsolo.

No ponto A-13 os valores de resistividade para as profundidades de 1,5, 3,0, 6,0, 12 e 24 m medida foram de 40, 22, 13, 12 e 10 ohm.m respectivamente. Segundo o laudo de avaliação, neste ponto a contaminação teria atingido aproximadamente 20 m de profundidade, mas que não teria migrado no sentido da estaca 14, onde os valores de resistividade do subsolo nas profundidades de 1,5, 3,0, 6,0, 12 e 24 m foram de 150, 130, 60, 25 e 20 ohm.m respectivamente.

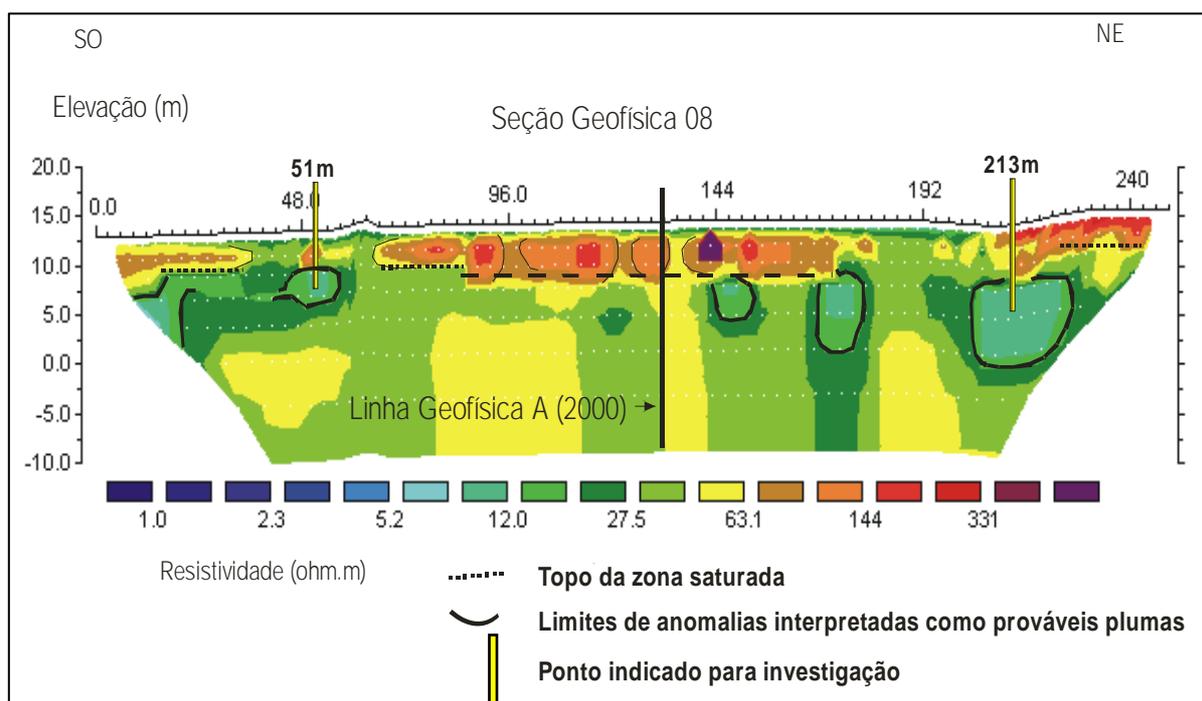


Figura 3.6: seção geofísica 08 (fonte: relatório de avaliação, 2003)

Na seção 08 (Figura 3.6) a primeira anomalia, medida no sentido SO – NE, estaria indicando uma possível pluma de contaminação proveniente do depósito de resíduo urbano, e entre as estacas 144 e 192 as regiões anômalas delineadas (resistividade entre 12 e 27,5 ohm.m)

indicaram a existência de zonas contaminadas provavelmente relacionadas ao depósito de borra ácida, e que teriam atingido profundidades da ordem 25 m.

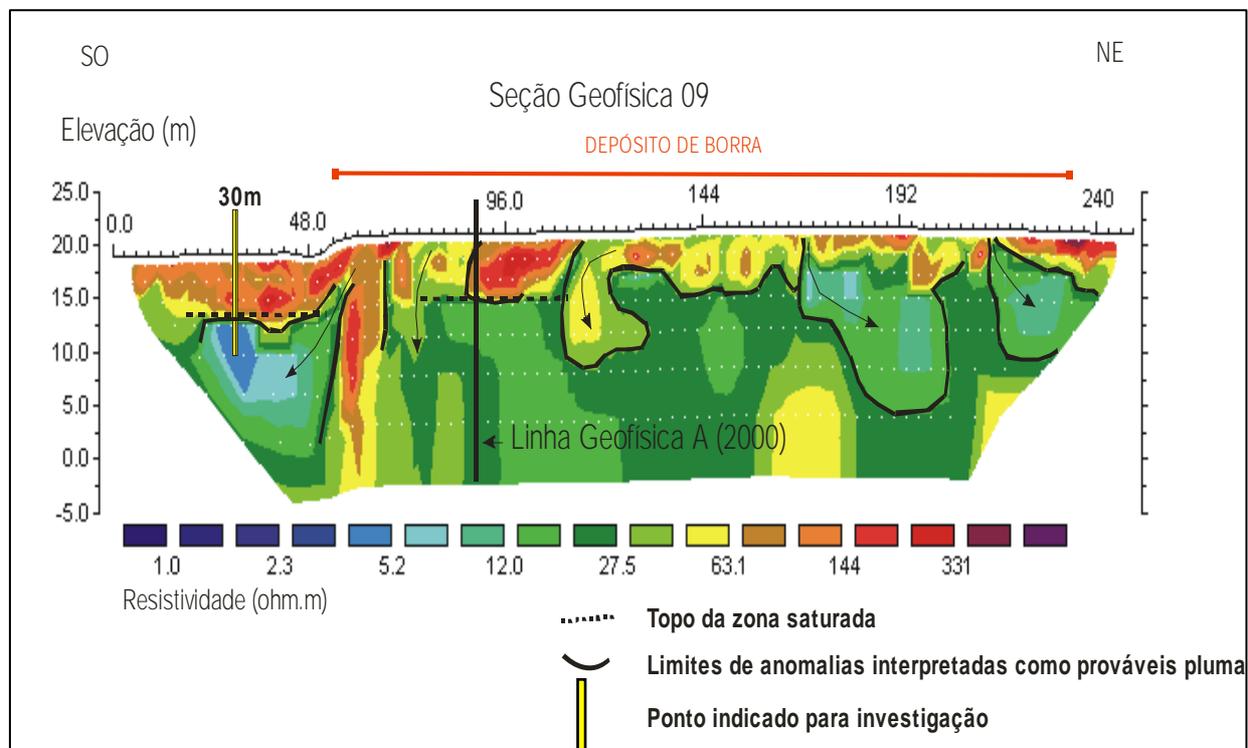


Figura 3.7: seção geofísica 09 (fonte: relatório de avaliação, 2003)

A maior parte da seção geofísica 09 (Figura 3.7) foi realizada sobre as valas de borra oleosa ácida e observou-se que a resistividade do material ficou entre 45 e 331 ohm.m. Na estaca 30 foi detectada uma zona de elevada condutividade elétrica (resistividade entre 5,2 e 12 ohm.m), provavelmente causada pela maior quantidade de material contaminante lixiviado a partir das valas de resíduo. Nesta mesma seção, a partir da estaca 168 até o limite da seção (estaca 243), os baixos valores de resistividade (entre 8,6 e 12 ohm.m) detectados também indicaram que os níveis de contaminação do subsolo eram elevados.

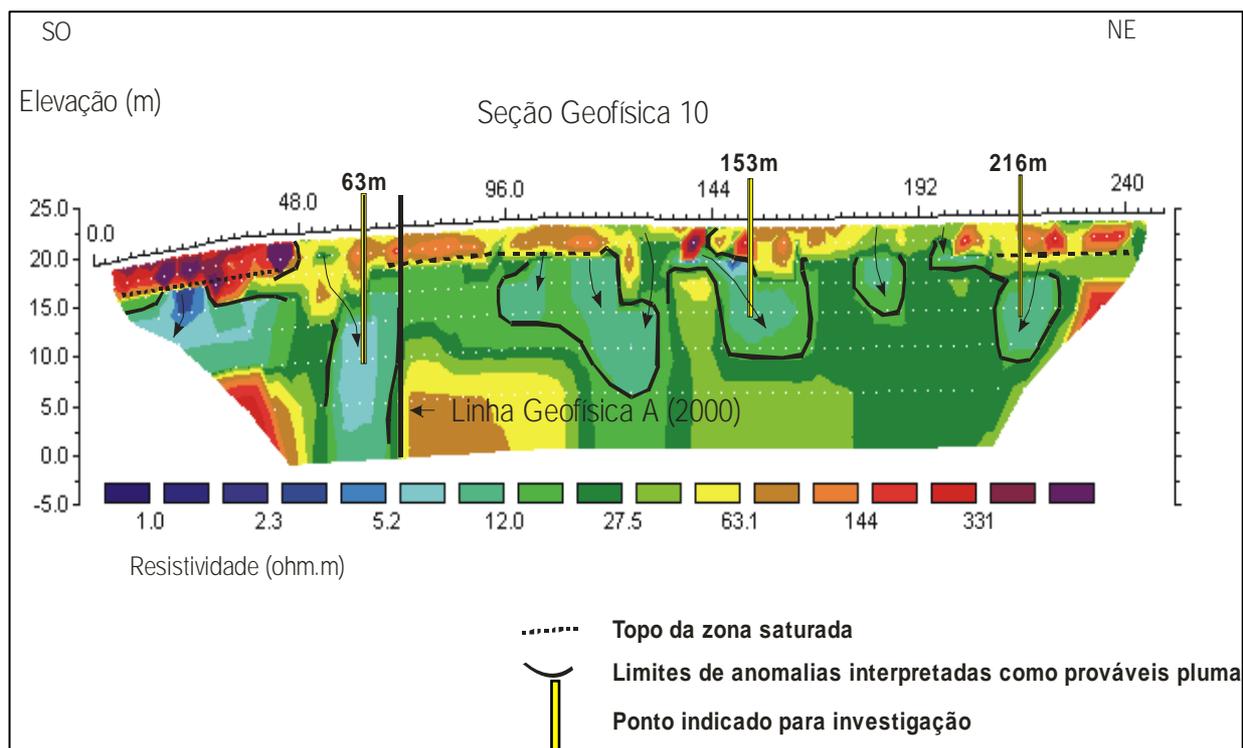


Figura 3.8: seção geofísica 10 (fonte: relatório de avaliação, 2003)

A seção 10 (Figura 3.8) foi executada a montante do depósito e registrou zonas de baixa resistividade (entre 12 e 27,1 ohm.m) entre as estacas 96 e 222. Nestes locais a contaminação teria atingido profundidades em torno de 25 m. Na estaca 63 e no trecho entre as estacas 0 e 48 foram detectadas regiões de elevada condutividade elétrica onde provavelmente existam zonas com altas concentrações de contaminantes como o ácido sulfúrico.

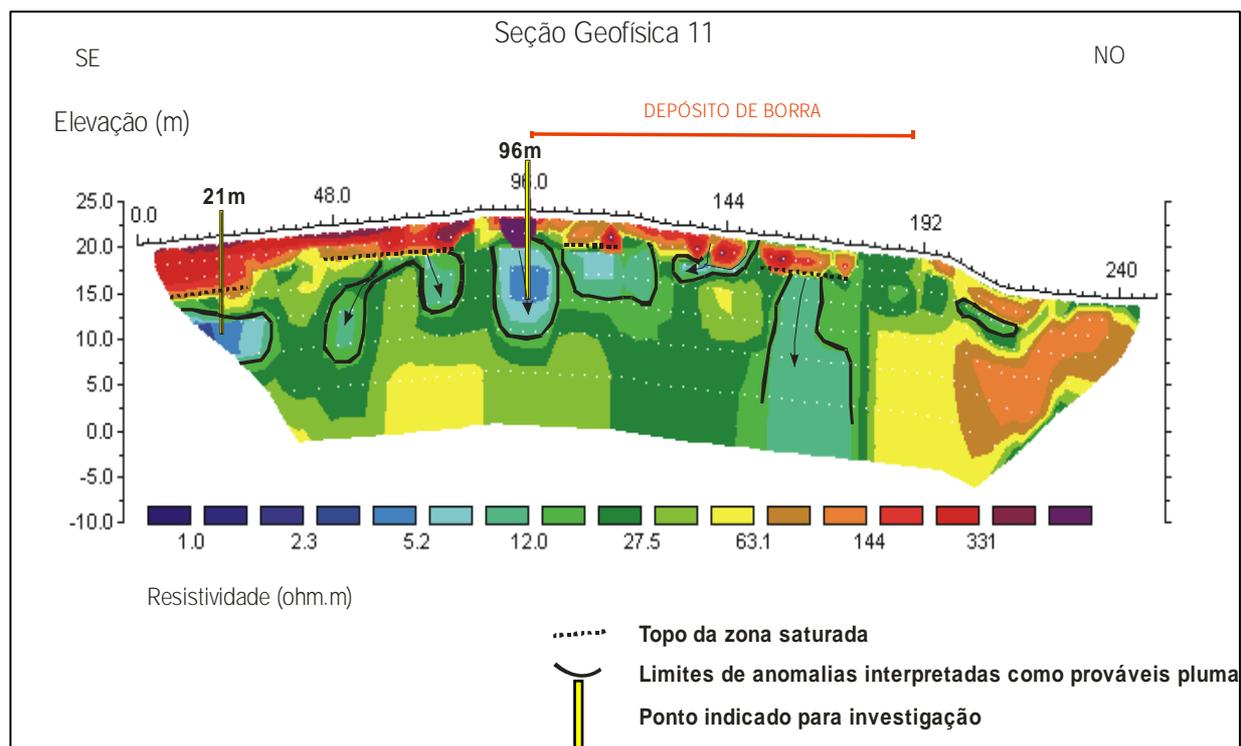


Figura 3.9: seção geofísica 11 (fonte: relatório de avaliação, 2003)

Na seção 11 (Figura 3.9) foram detectadas zonas de baixa resistividade nas estacas 21 e entre as estacas 96 e 125. Também foi constatada uma anomalia entre as estacas 160 e 180 que atingiu profundidades em torno de 25 m. O resíduo industrial apresentou valores de resistividade maiores (entre 107 e 331 ohm.m) do que as regiões do subsolo contaminadas pelo material lixiviado. Este padrão também foi observado na seção 09 onde as zonas do subsolo com altos níveis de contaminação apresentaram valores de resistividade elétrica menores do que os valores medidos no resíduo depositado.

Os valores de resistividade obtidos nas duas campanhas de geofísica (2000 e 2003) foram dispostos na Tabela 3.5.

Tabela 3.5: valores de resistividade do subsolo obtidos nas campanhas geofísicas de 2000 e 2003

Seção Geofísica 08					
Profundidade (m)	1,5	3,0	6,0	12	24
Resistividade (ohm.m) (maio/2000)	40	50	50	45	45
Resistividade (ohm.m) (março/2003)	103- 144	103 - 144	63,1 -103	19 - 63,1	19 - 63,1
Seção Geofísica 09					
Profundidade (m)	Resíduo	3,0	6,0	12	24
Resistividade (ohm.m) (maio/2000)	100 - 170	60 - 90	20 - 40	20 - 40	20 - 40
Resistividade (ohm.m) (março/2003)	144 - 331	144 - 331	63,1	27,5	27,5
Seção Geofísica 10					
Profundidade (m)	1,5	3,0	6,0	12	24
Resistividade (ohm.m) (maio/2000)	40	22	13	12	10
Resistividade (ohm.m) (março/2003)	144	144	63,1 - 144	12 -27,5	12 - 63,1

Percebe-se na tabela que na zona superficial do subsolo (nas cotas 1,5 e 3 m) os valores de resistividade obtidos na campanha de geofísica de 2000 foram, de um modo geral, inferiores aos valores de resistividade medidos na etapa de 2003. A partir da profundidade de 6 m os resultados obtidos nas duas campanhas são compatíveis.

As diferenças nos valores de resistividade observadas na zona superficial podem ser devido a fatores como as configurações de eletrodos utilizados em cada campanha, assim como a alterações nos níveis de contaminação do subsolo em cada época.

É importante salientar que, em ambas as campanhas de geofísica a resistividade elétrica da borra oleosa ácida depositada ficou acima dos valores medidos nas zonas do subsolo contaminadas pelos contaminantes lixiviados a partir do resíduo.

3.4.2 Caracterização Hidrogeológica da Área

A condutividade hidráulica dos solos da área foi determinada *in situ*, através do teste de slug realizado nos piezômetros PZ-6, PZ-7 e PZ-8 (construídos em 2000) e nos poços de

monitoramento construídos em 2003 (série PN). Segundo Sevee (1991), o slug test é um método de campo muito utilizado para a determinação da condutividade hidráulica horizontal. O ensaio consiste na remoção, adição ou deslocamento de certa quantidade de água do furo construído e monitoramento da mudança do nível d'água com o tempo. Neste ensaio, a velocidade de rebaixamento ou elevação do nível d'água, causados pela tentativa da água em atingir o equilíbrio com as condições piezométricas do local, é uma função da condutividade hidráulica do solo, da geometria do furo e do intervalo de registro. A condutividade hidráulica é determinada através da análise dos dados coletados, utilizando métodos como o de Hvorslev (1949) e Cooper (1967).

Os test de slug foram realizados na base dos poços, e na Figura 3.10 está esquematizada a posição dos piezômetros e dos poços de monitoramento instalados nas duas campanhas de investigação. A posição e a profundidade dos poços PN foi escolhida de modo a verificar a presença de contaminantes nas regiões onde a geofísica de superfície realizada em 2003 detectou valores de resistividade associados à presença de contaminantes.

No trabalho de avaliação de 2000 foram instaladas régua linimétrica para medir as vazões em pontos ao longo do arroio que drena a região dos depósitos de resíduos, conforme pode ser visualizado na Figura 3.10.

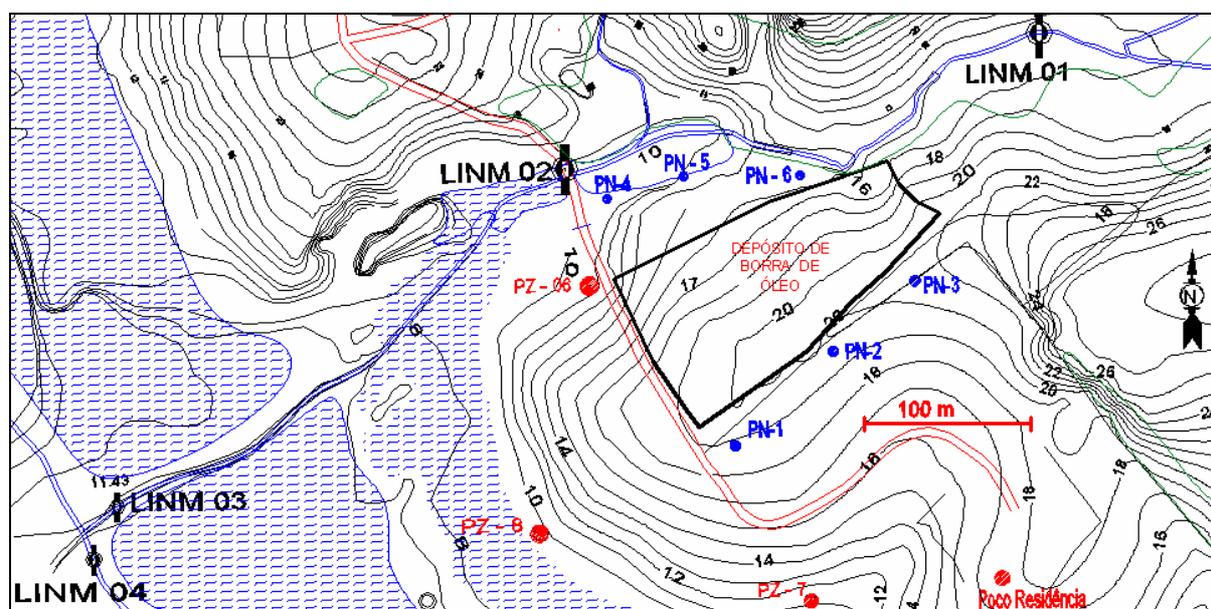


Figura 3.10: localização dos poços de monitoramento, piezômetros e régua linimétrica instalados na área (fonte: relatório de avaliação 2000; 2003)

A régua linimétrica R-4 foi instalada no córrego coletor e indicou a maior vazão (10,3 l/s). A régua linimétrica R-1 foi instalada para controlar os efluentes provenientes dos depósitos de borra, e registrou vazão de 1,39 l/s. No entroncamento do córrego com a estrada de acesso ao Depósito 2, foi instalada a régua linimétrica R-2 para controlar os vazamentos do depósito de lixo urbano e borra ácida, e a vazão medida foi de 1,43 l/s. A régua linimétrica R-3 está localizada na parte mais baixa do córrego que drena a região de ambos os depósitos, antes do entroncamento com o córrego coletor, e registrou vazão de 1,75 l/s.

A Tabela 3.6 apresenta os valores de condutividade hidráulica *in situ*, junto com os níveis d'água registrados em março de 2003. Durante a execução dos poços, o solo retirado foi caracterizado pela textura através de métodos táteis visuais.

Tabela 3.6: nível d'água nos poços de coleta de amostras e valores de condutividade hidráulica dos solos da área

Piezômetro	Profundidade do Ensaio (m)	Material	Profundidade do NA (m) (março/2003)	Condutividade Hidráulica Horizontal (m/s)
PZ-6	3,08	silte argiloso	0,80	$7,9 \cdot 10^{-0,6}$
PZ-7	1,48	silte argiloso	1,16	$1,7 \cdot 10^{-0,5}$
PZ-8	3,35	silte argiloso	2,03	$1,6 \cdot 10^{-0,6}$
PN-1	6,76	silte argiloso	2,95	$1,6 \cdot 10^{-7}$
PN-2	10	argila siltosa	3,13	$7,2 \cdot 10^{-9}$
PN-3	10	argila siltosa	3,69	$2,9 \cdot 10^{-9}$
PN-4	3	silte argiloso	0,43	$5,1 \cdot 10^{-8}$
PN-5	3	silte argiloso	0,58	$5,5 \cdot 10^{-8}$
PN-6	4,8	silte argiloso	1,36	$5,1 \cdot 10^{-8}$

(fonte: relatório de avaliação, 2000; 2003)

Os valores de condutividade hidráulica medidos são baixos e são característicos de solos argilosos e siltosos.

3.4.3 Análises Químicas e Físico-Químicas

3.4.3.1 Análises da Água Subterrânea

Segundo o relatório de avaliação de 2000, amostras de água subterrânea foram retiradas (com o uso de bailer) no piezômetro PZ-8, que está localizado em uma área de banhado a jusante do Depósito 2 (Figura 3.10). Os parâmetros químicos e físico-químicos analisados foram: o potencial de hidrogênio (pH), resistividade elétrica, teores de óleos e graxas, hidrocarbonetos totais, nitrato (NO₃), turbidez, oxigênio dissolvido (OD) e demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO). Os teores de metais também foram medidos nas amostras da água subterrânea retiradas neste ponto.

No trabalho de avaliação de 2003, os poços de monitoramento da série PN foram executados em pontos onde as seções de geofísica indicaram anomalias no padrão de resistividade do subsolo. Os poços PN-1, PN-2 e PN-3 foram construídos nas proximidades das estacas 63, 153 e 216 respectivamente da seção geofísica 10 (Figura 3.8). Os poços PN-4 e PN-5 foram construídos próximos às estacas 51 e 213, da seção 08 (Figura 3.6). As profundidades de amostragem da água foram aproximadamente as mesmas das anomalias detectadas na geofísica. Os parâmetros de análise escolhidos pelos investigadores foram: metais (cádmio, chumbo, cromo hexavalente, cromo trivalente, mercúrio, níquel, selênio, vanádio e zinco), hidrocarbonetos de petróleo BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno) e HPA (pireno, benzoantraceno, criseno, benzofluoranteno, benzopireno e dibenzenoantraceno).

Em ambos os trabalhos de avaliação, os valores de *background* dos parâmetros químicos e físico-químicos analisados na água subterrânea não foram obtidos. Neste trabalho, faz-se uma tentativa de identificar o grau de contaminação da água subterrânea através da comparação entre os valores medidos com os valores orientadores de qualidade estabelecidos por alguns órgãos governamentais.

A Tabela 3.7 apresenta os parâmetros químicos e físico-químicos amostrados na água subterrânea retirada no piezômetro PZ-8, onde também constam os valores de referência da Resolução CONAMA n^o 20 para águas Classe 1, 2 e 3 (CONAMA, 1992).

Tabela 3.7: parâmetros químicos físico-químicos da água subterrânea

Parâmetro	Método	PZ -8	Classes CONAMA		
			1	2	3
pH	potenciometria	5,2	6-9	6-9	6-9
Resistividade (ohm.m)	eletrometria	47,62	Back 1: 166,94		
			Back 2: 209,21		
Turbidez (UNT)	turbidímetro	9,99	40	100	100
OD (mg/L)	oximetria	1,80	6	5	4
.DBO ₅ (mg/L)	oximetria	30,3	3	5	10
DQO (mg/L)	titulometria	160,0	-	-	-
Óleos e Graxas (mg/L)	gravimetria	42,4	*	*	*
Hidrocarbonetos Totais (mg/L)	cromatografia gasosa	6,8	-	-	-

* virtualmente ausentes

(fonte: relatório de avaliação, 2000)

O valor de pH estava dentro da faixa de variação para águas naturais, que geralmente está entre 5,0 e 9,0 (USEPA, 2002), porém, estava abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA. A resistividade elétrica estava abaixo dos valores de *background* obtidos na campanha de geofísica, provavelmente devido à maior quantidade de compostos ionizáveis como sais solúveis e ácidos. Os teores de óleos e graxas e hidrocarbonetos totais indicaram contaminação da água subterrânea pela fração orgânica do resíduo oleoso. Segundo a USEPA (2002), não existe um critério de concentração mínima para este parâmetro (para águas de uso doméstico) já que estes não são formados por uma única categoria de compostos químicos. Óleos e graxas podem ser formados por milhares de compostos com propriedades químicas, físicas e toxicológicas distintas.

O balanço de oxigênio na água obtido pela determinação do OD e da DBO e DQO é um bom indicador das condições de poluição. Os baixos índices de oxigenação da água e podem ser devido à atividade biótica e abiótica do meio. A DBO pode estar relacionada à decomposição de compostos orgânicos e a elevada DQO pode ser devido a reações de oxidação de compostos inorgânicos como metais.

Na Tabela 3.8 são mostrados os resultados das análises de metais na água retirada no piezômetro PZ-8 juntamente com os limites de intervenção para águas subterrâneas, estabelecidos pela CETESB. Estes valores indicam o limite de qualidade acima do qual existe risco à saúde humana e ao meio ambiente. Se o valor for excedido em média, em um volume de 25 m³ de solo/sedimento ou em 100 m³ de água subterrânea, o nível de contaminação é considerado grave, sendo exigido medidas mitigadoras para conter e/ou remover a contaminação.

Tabela 3.8: resultados das análises de metais na água subterrânea

Metais	PZ-8	Valores de Intervenção (CETESB)
*Alumínio (mg/L)	9,53	0,2
*Cálcio (mg/L)	14,8	-
*Cádmio (mg/L)	0,000273	0,005
*Cromo (mg/L)	não detectado	0,05
*Cobre (mg/L)	0,00972	2
*Ferro (mg/L)	9,57	0,3
*Mercúrio (mg/L)	não detectado	1
*Potácio (mg/L)	1,78	-
*Magnésio (mg/L)	16,8	-
*Manganês (mg/L)	0,767	0,1
*Sódio (mg/L)	13,4	-
*Níquel (mg/L)	0,0137	0,05
*Chumbo (mg/L)	0,144	0,01
*Zinco (mg/L)	0,184	5

* método de análise: espectrofotometria de absorção atômica

(fonte: relatório de avaliação, 2000)

Os resultados das análises mostraram a água subterrânea estava contaminada por grande parte dos metais que compõem a borra, porém os níveis estavam abaixo da referência adotada, com exceção do alumínio, chumbo, ferro e manganês. Em um primeiro momento, a análise dos

resultados acima sugere que a qualidade da água subterrânea na área do depósito estava ambientalmente comprometida. Os valores observados de pH, óleos e graxas, DBO, DQO, DBO e metais alumínio, chumbo, ferro e manganês não satisfizeram os critérios exigidos pela legislação brasileira de água CONAMA (1992) e CETESB, e estão associados às cargas de material orgânico e inorgânico provenientes da valas de resíduo industrial do Depósito 2.

A Tabela 3.9 reporta os resultados para análise de metais na água subterrânea retirada dos poços de monitoramento da série PN no ano de 2003, conjuntamente com os valores de intervenção para águas subterrâneas do Estado de São Paulo elaborados pela CETESB.

Tabela 3.9: resultado da análise de metais na água subterrânea

Ponto	*Cádmio (mg/L)	*Chumbo (mg/L)	*Cromo (+VI) (mg/L)	*Cromo (+)III (mg/L)	*Mercúrio (mg/L)	*Níquel (mg/L)	*Selênio (mg/L)	*Vanádio (mg/L)	*Zinco (mg/L)
PN-1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,271
PN-2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PN-3	ND	0,122	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PN-4	ND	0,176	ND	ND	ND	0,017	ND	ND	1,17
PN-5	ND	0,212	ND	ND	ND	0,087	ND	ND	4,130
PN-6	ND	0,158	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,559
PZ-6	ND	0,176	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,751
PZ-7	ND	0,158	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,149
PZ-8	ND	0,140	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Valores de intervenção	0,005	0,01	-	-	0,001	0,05	0,01	-	5

* método de análise: espectrofotometria de absorção atômica

(fonte: relatório de avaliação, 2003)

A água subterrânea estava contaminada por chumbo na maioria dos pontos amostrados. Os níveis de chumbo não atenderam aos critérios estabelecidos pela referência adotada. A contaminação por níquel foi detectada nos poços PN-4 e PN-5, e ficou acima do limite de intervenção apenas neste último. A quantidade de zinco nas amostras ficou abaixo da referência em todos os pontos onde foi constatada a sua presença. Na Tabela 3.9 é possível observar que os maiores níveis de contaminação por metais ocorreram nos poços PN-4 e PN-

5, localizados da jusante do depósito de borra ácida, em uma área de banhado. Dos locais identificados pela geofísica de superfície com suspeita de contaminação, apenas o poço PN-2 não acusou contaminação pelos parâmetros analisados.

Nesta campanha de análises química da água subterrânea não foram medidos parâmetros químicos físico-químicos como a condutividade elétrica, o pH, o alumínio, o ferro, o manganês, o magnésio, óleos e graxas e os hidrocarbonetos totais. Estes parâmetros, como visto na análise da água subterrânea em 2000, são bons indicadores de contaminação para este local em virtude das características do resíduo presente.

O sulfato e/ou o enxofre são considerados bom indicadores de poluição das águas para o caso analisado, já que o resíduo borra ácida possui quantidades significativas de ácido sulfúrico em sua composição. A presença de ácido sulfúrico reduz o pH da água subterrânea e poderá afetar o transporte de outros contaminantes como os metais, cujo comportamento em subsuperfície é em grande parte governado por este parâmetro.

A borra ácida, conforme o laudo de caracterização de 2004, possui quantidades relativamente pequenas dos compostos BTEX. Estas frações leves possuem elevada mobilidade e são facilmente degradados por processos bióticos e abióticos. Estes processos poderiam justificar a ausência destes nas amostras da água subterrânea. Outro fator que poderia ter contribuído seria a profundidade de amostragem, que ficou concentrada em regiões abaixo da zona de variação do nível d'água subterrâneo, onde provavelmente estes LNAPL's ficam concentrados. Os compostos HPA não foram verificados no laudo de caracterização o que dificulta a avaliação dos resultados das análises químicas. Caso estes hidrocarbonetos estejam presentes no resíduo, a ausência destes na água subterrânea poderia estar relacionada à retenção que estes contaminantes podem sofrer na porção de solo abaixo das valas de resíduo, devido às suas características físico-químicas (e.g., solubilidade e viscosidade).

3.4.3.2 Análises no Solo

Amostras de solo foram coletadas durante a execução dos poços de monitoramento da série PN, nas profundidades de 0,5 e 2m. Os parâmetros de análise utilizados foram os mesmos para a água subterrânea, ou seja, o cádmio, o chumbo, o cromo hexavalente, o cromo

trivalente, o mercúrio, o níquel, o selênio, o vanádio, o zinco, e os hidrocarbonetos BTEX e os compostos HPA's.

Em todas as amostras não foi detectada contaminação pelos compostos BTEX e HPA's selecionados. A Tabela 3.10 reporta os teores de metais detectados nas amostras de solo, juntamente com valores de referência para solos de São Paulo. Estes valores foram adotados em razão da falta de valores de *background* para os metais analisados. Os valores de referência sugeridos pela CETESB indicam o limite de qualidade para um solo considerado limpo. Esta listagem foi elaborada com base em levantamentos de campo para a determinação de índices característicos de ocorrência natural de alguns metais nos solos do estado de São Paulo (CETESB, 2001).

Tabela 3.10: resultado da análise de metais no solo

Ponto	*Cádmio (mg/kg)	*Chumbo (mg/kg)	*Cromo (+VI) (mg/kg)	*Cromo (+III) (mg/kg)	*Mercúrio (mg/kg)	*Níquel (mg/kg)	*Selênio (mg/kg)	*Vanádio (mg/kg)	*Zinco (mg/kg)
PN-1 (0,5 m)	ND	0,444	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PN-1 (2 m)	ND	0,599	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4,886
PN-3 (0,5 m)	ND	4,13	ND	ND	ND	ND	ND	ND	18,76
PN-3 (2 m)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	10,70
PN-5 (0,5 m)	ND	0,445	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PN-5 (2 m)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Referência para Solos CETESB	<0,5	17	40mg/kg cromo total		0,05	13	0,25	275	60

* método de análise: espectrofotometria de absorção atômica

Nas amostras de solo retiradas durante a execução dos poços de monitoramento PN-2, PN-4 e PN-6 não foram detectados nenhum dos metais analisados.

(fonte: relatório de avaliação, 2003)

As quantidades de chumbo e zinco estavam abaixo dos níveis de referência da CETESB, porém é provável que a origem destes esteja relacionada ao resíduo industrial. Se estes metais fossem de ocorrência natural eles não seriam identificados apenas em número restrito de amostras.

3.4.3.3 Análises da Água Superficial

Amostras de água superficial foram coletadas nos locais de instalação das réguas linimétrica. Nas réguas linimétricas R-1, R-2 e R-3 (Figura 3.10) foram medidos os seguintes parâmetros: pH, resistividade elétrica, turbidez, OD, DBO, DQO, hidrocarbonetos totais, e óleos e graxas minerais e não minerais.

A Tabela 3.11 apresenta os resultados destas análises e os limites estabelecidos para águas Classes 1, 2 e 3, de acordo com a Resolução CONAMA 20/1986.

Tabela 3.11: parâmetros físico-químicos da água superficial

Parâmetro	Método	R - 1	R - 3	R - 4	Classes CONAMA		
					1	2	3
pH	potenciometria	5,0	5,9	7,1	6-9	6-9	6-9
Resistividade (ohm.m)	eletrometria	125	27,7	166,67	Back 1: 166,94		
					Back 2: 209,21		
Turbidez	turbidímetro	70	50	75	40	100	100
OD (mg/L)	oximetria	3,20	2,10	4,40	6	5	4
DBO ₅ (mg/L)	oximetria	48,2	19,8	32,1	3	5	10
DQO (mg/L)	titulometria	194	163	133	-	-	-
Óleos e Graxas (mg/L)	gravimetria	45,2	50,2	41,0	aus.	aus.	aus.
Hidrocarbonetos Totais(mg/L)	cromatografia gasosa	11,8	12,2	3,2	-	-	-

(fonte: relatório de avaliação, 2000)

A Tabela 3.12 reporta os resultados das análises de metais nas amostras da água superficial e os compara com os padrões de qualidade para águas Classes 1,2 e 3 da Resolução CONAMA 20/1986.

Tabela 3.12: resultados das análises de metais na água superficial

Metais	R-1	R-2	R-3	Resolução CONAMA	
				1/2	3
*Alumínio (mg/L)	3,52	6,12	2,08	0,1	0,1
*Cálcio (mg/L)	1,35	8,27	0,997	-	-
*Cádmio (mg/L)	ND	0,000089	ND	0,01	0,01
*Cromo (mg/L)	ND	ND	ND	-	-
*Cobre (mg/L)	0,00131	0,00362	0,00142	0,02	0,5
*Ferro (mg/L)	1,21	5,90	2,23	0,3	0,5
*Mercúrio (mg/L)	ND	ND	ND	0,0002	0,0002
*Potácio (mg/L)	0,185	17,6	1,32	-	-
*Magnésio (mg/L)	1,01	3,67	0,810	-	-
*Manganês (mg/L)	0,138	0,795	0,066	0,1	0,5
*Sódio (mg/L)	3,24	18,9	4,22	-	-
*Níquel (mg/L)	0,00151	0,00551	0,000335	0,025	0,025
*Chumbo (mg/L)	ND	ND	ND	0,03	0,05
*Zinco (mg/L)	0,026	0,115	0,013	0,18	5,0

* método de análise: espectrofotometria de absorção atômica

(fonte: relatório de avaliação, 2000)

Observa-se na Tabela 3.11 que, de modo geral, os valores observados, para a maioria dos parâmetros, não satisfizeram os critérios de qualidade exigidos pela legislação brasileira de água (CONAMA, 1992). Os valores de pH das amostras R-3 e R-4 estavam situados dentro da faixa de variação da referência adotada. A resistividade da amostra R-1 estava abaixo dos valores de *background* obtidos na campanha geofísica de 2000. No ponto R-3 a resistividade da água decresceu e no ponto R-4 ocorreu um aumento na resistividade. O decréscimo na resistividade observado na amostra R-3 pode ser devido a maior quantidade de compostos inizáveis, que foram descarregados ao longo do córrego entre as réguas linimétricas R-1 e R-3.

O nível de oxigenação da água superficial foi menor o ponto R-3 e os maiores valores de DBO e DQO foram registrados no ponto R-1. Os valores de OD, DBO e DQO de todas as amostraram não satisfizeram os limites estabelecidos pelo CONAMA, e indicaram elevada atividade biótica e abiótica. As amostras apresentaram contaminação por óleos e graxas e hidrocarbonetos, sendo que na amostra R-3 foram constatados os maiores níveis de contaminação provavelmente devido à cargas de contaminantes provenientes dos depósitos de resíduo urbano e industrial que chegam no arroio a partir do ponto R-1. Análise de metais foi realizada em amostras de água superficial do curso d'água retiradas nas réguas limimétricas R-1, R-2 e R-3.

De acordo com a Tabela 3.12, as quantidades de alumínio e Ferro das amostras excederam os limites previstos pelo CONAMA para todas as Classes de águas. A contaminação por manganês nas amostras R-1 e R-2 ultrapassou os limites de qualidade. Verifica-se na Tabela 3.12 que o ponto R-2 apresentou os maiores valores de contaminação por metais, em virtude de sua posição com relação aos depósitos de resíduos. Na amostra R-3 os níveis de contaminação são menores possivelmente em razão da diluição que os compostos químicos sofreram ao longo do curso d'água e de outros processos químicos e físico-químicos.

4 INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL

A investigação geoambiental começou por uma campanha de sondagens de reconhecimento dos solos da área, através do equipamento SPT (*Standard Penetration Test*). A partir das amostras obtidas nas sondagens, foram realizados os ensaios laboratoriais para determinação da composição granulométrica e índices físicos (limite de liquidez e limite de plasticidade). Posteriormente, verticais de cone resistivo (RCPT) foram executadas, e amostras da água subterrânea foram coletadas nos poços de monitoramento e piezômetros, para análises químicas e físico-químicas.

4.1 ENSAIOS SPT

Os objetivos deste ensaio foram a identificação do perfil estratigráfico da área e a obtenção de amostras para caracterização do subsolo. As sondagens foram executadas por uma empresa contratada, seguiram as diretrizes estabelecidas pela NBR 6484 (Sondagens de Simples Reconhecimento com SPT - Método de Ensaio) e foram acompanhadas pelo autor.

Os ensaios de foram executados em pontos próximos aos poços de monitoramento PN e às seções geofísicas realizadas no trabalho de investigação de 2003 (SPT-1, SPT-3, SPT-4 e SPT-5). Um local afastado dos depósitos de resíduos foi selecionado para colher informações do subsolo do *background* (SPT-A), para os ensaios de cone resistivo. Uma sondagem sobre uma das valas de resíduo do aterro (SPT-B) foi realizada para analisar as características do resíduo depositado no aterro.

Os limites de sondagem foram estabelecidos com base nas profundidades onde foram detectadas as anomalias de resistividade na campanha de geofísica realizada em 2003, e nas profundidades dos poços de monitoramento instalados. Na vertical SPT-A o limite de sondagem adotado foi de aproximadamente 8 m, considerando adequado à caracterização das camadas de interesse. A Figura 4.1 esquematiza as sondagens SPT na área e a Figura 4.2 ilustra a execução da do ensaio SPT-4 e a posição deste com relação à geofísica superficial de 2003 e poços de monitoramento.

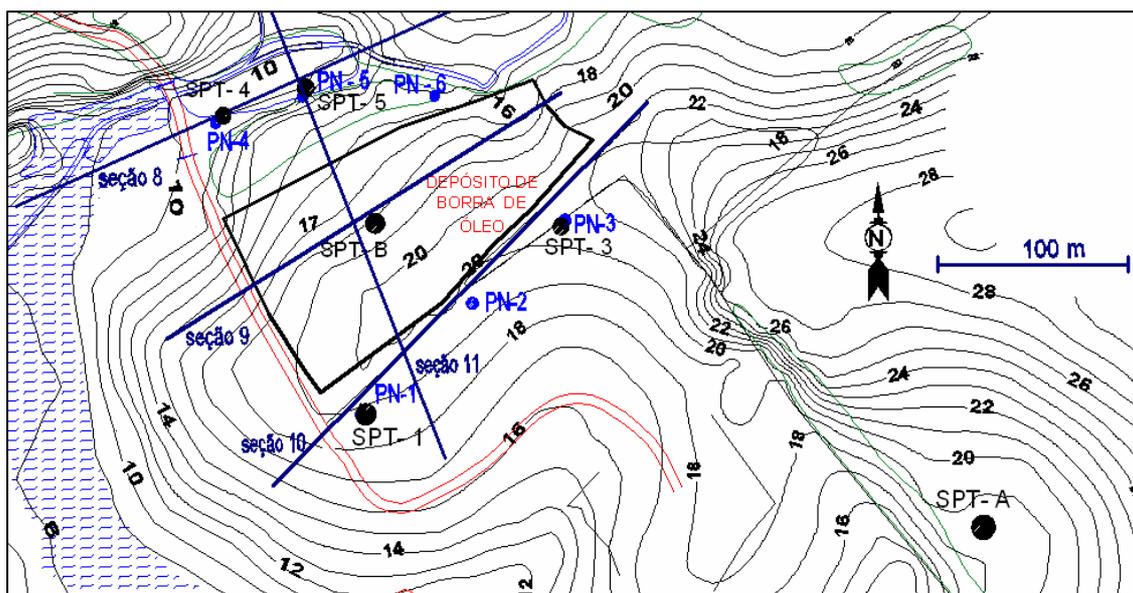


Figura 4.1: localização dos ensaios de SPT



Figura 4.2: execução do furo de sondagem SPT-4

A Figura 4.3 ilustra a execução da sondagem SPT-B, que foi realizada sem circulação de água. Observou-se que durante a execução do ensaio SPT o furo de sondagem ficou preenchido por uma solução ácida (Figura 4.3 a) que reagiu com material metálico do amostrador e do conjunto de hastes do equipamento SPT. As amostras de solo que estavam visualmente impregnadas com material lixiviado foram coletadas a 0,5 m e 1,0 m abaixo da vala de resíduo (Figura 4.3 b).



Figura 4.3: execução do ensaio SPT-B; (a) furo de sondagem preenchido com solução ácida; (b) amostra de solo contaminada

4.1.1 Resultados

Na Figura 4.4 é mostrada a seção estratigráfica 1, que foi elaborada com base nas sondagens SPT-4 e SPT-5, enquanto na Figura 4.5 é ilustrada a seção 2, que foi construída a partir das sondagens SPT-1 e SPT-3. Os resultados das sondagens SPT-A e SPT-B são apresentadas na Figura 4.6. Nos perfis constam as descrições das camadas e os valores de N_{spt} médios registrados nas sondagens.

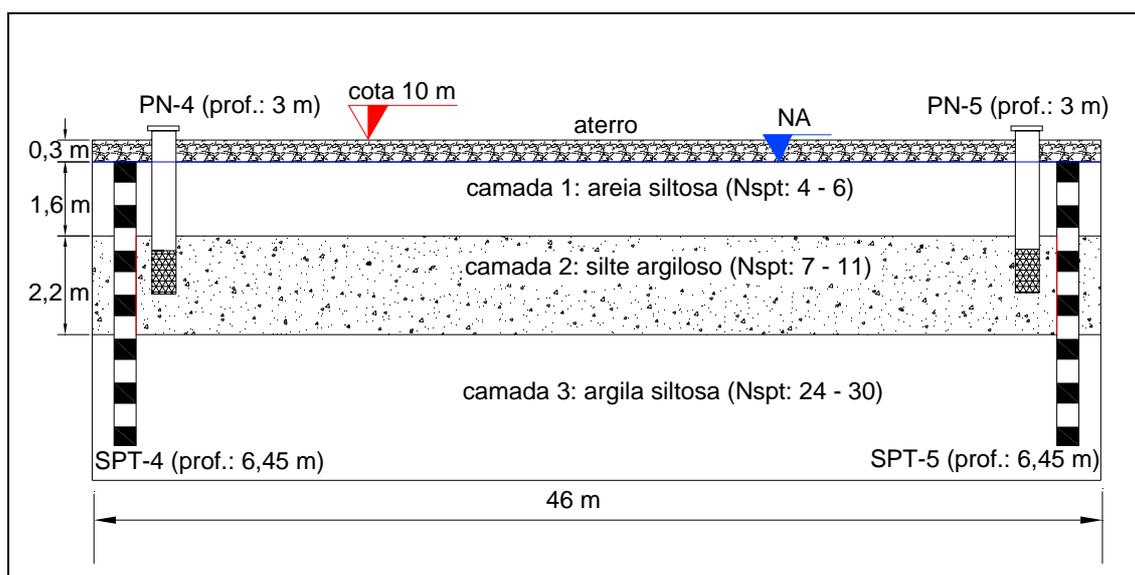


Figura 4.4: seção estratigráfica 1

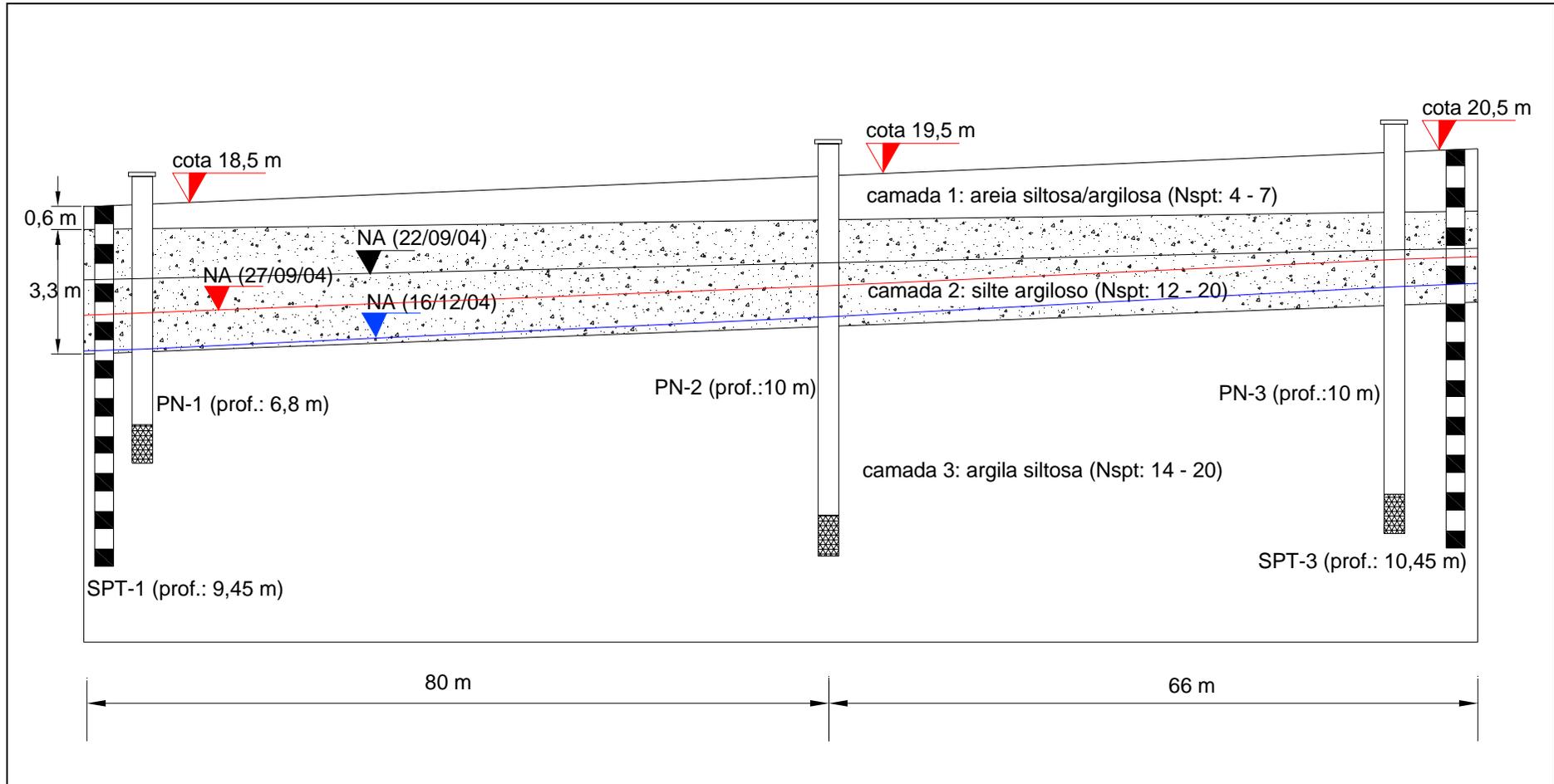


Figura 4.5: seção estratigráfica 2

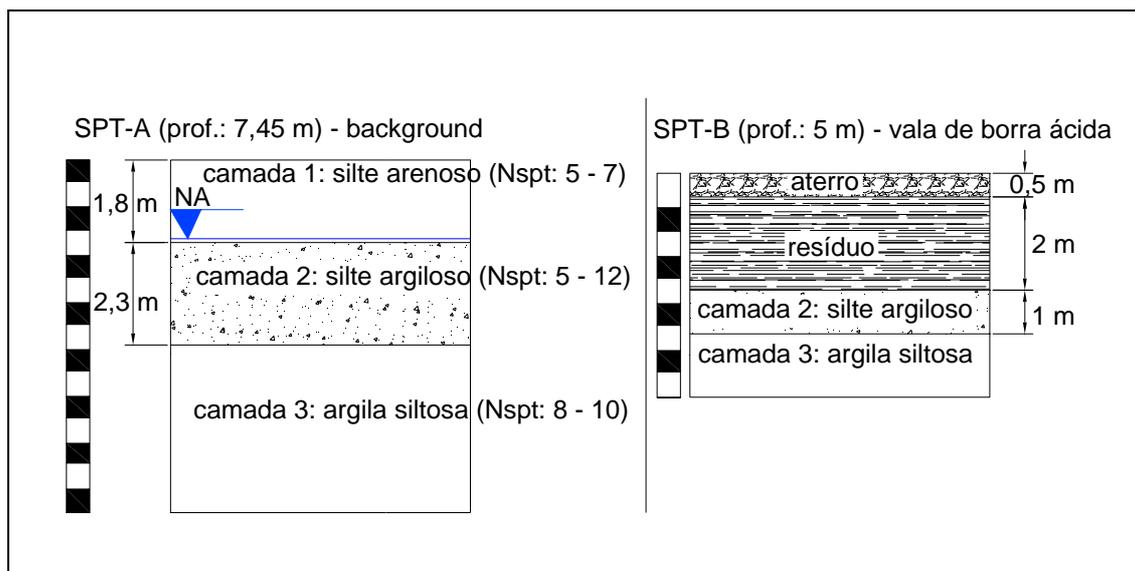


Figura 4.6: resultados das sondagens SPT-A e SPT-B

Na Tabela 4.1 constam os valores de níveis d'água subterrâneo medidos nos poços de monitoramento, junto com os valores de precipitações que ocorreram em cada época. Os dados pluviométricos foram obtidos por meio do Instituto Nacional de Meteorologia, e foram registrados na estação meteorológica de Porto Alegre.

Tabela 4.1: nível d'água subterrâneo (*)

Poço de Monitoramento	PN-1	PN-2	PN-3	PN-4	PN-5
NA (22/09/04)	1,94 m	1,93 m	2,55 m	0,14 m	0,12 m
NA (27/09/04)	2,83 m	2,51 m	2,77 m	0,20 m	0,15 m
NA (16/12/04)	3,87 m	3,70 m	3,50 m	0,42 m	0,43 m
Data	Precipitação Acumulada 30 dias (mm)		Precipitação Acumulada 72 h. (mm)		
22/09/04	151,7		111,0		
27/09/04	151,7		0		
16/12/04	34,9		2,2		

(*) os valores de nível d'água são com relação ao topo dos poços de monitoramento

O subsolo da área é constituído por um perfil residual com provável substrato argilito. Foram identificadas três unidades estratigráficas. A camada 1 possui textura areno

siltosa com matéria orgânica, de cor marrom, e possui espessura entre 0,6 e 1,7 m. A espessura da camada 2 varia entre 2,2 e 3,3 m e apresenta textura silto argilosa com presença de pedregulho e cor amarela variegada. A textura da camada 3 é argilo siltosa e a sua cor é vermelha, variegada até cerca de 8 m de profundidade. Entre 8 e 10 m de profundidade, a textura do solo passa a ser argilosa, e a cor é vermelha com mosqueados de cinza.

A sondagem SPT-A (*background*) foi realizada próxima a uma área de banhado, sendo o perfil estratigráfico identificado semelhante aos perfis próximos ao depósito. Eventuais diferenças entre o perfil de subsolo na área contaminada e o *background* são função das heterogeneidades intrínsecas do local. Poder-se-ia destacar, em particular, os valores de N_{spt} do *background*, ligeiramente inferiores aos valores médios medidos na área, e a textura, predominantemente silto arenosa na camada 1. Finalmente deve-se destacar que o limite de sondagem do ensaio SPT-B foi de 5 m, através do qual verificou-se que a vala de resíduo possui cerca de 2 m de espessura e que está assente diretamente sobre a camada 2 do subsolo.

4.2 ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO

A caracterização das amostras foi realizada com o objetivo de classificar os solos da área, de avaliar, qualitativamente, a influência destes no transporte de contaminantes, bem como a influência da composição granulométrica na resistividade elétrica do conjunto solo-fluído intersticial. Os ensaios de laboratório, que compreenderam análise granulométrica e índices físicos (limites de Atterberg), foram realizados no Laboratório de Mecânica dos Solos da UFRGS. As etapas de preparação das amostras de solo foram realizadas conforme a NBR 6457 (Amostra de Solo – Preparação para Ensaios de Compactação e Ensaios de Caracterização).

Os ensaios de determinação da curva granulométrica das amostras de solo foram realizados segundo a metodologia da NBR 7181 (análise granulométrica) e a determinação da massa específica real dos grãos foi realizada conforme a NBR 6508 (Grãos de Solos que Passam na Peneira 4.8mm – Determinação de Massa Específica). Nos ensaios de sedimentação foi utilizado defloculante (hexametáfosfato de sódio) para

desagregar os grãos formados pela união de partículas de argila que não são separados pelos processos de aspersão e lavagem do material após o ensaio de sedimentação.

Devido à quantidade limitada de solo coletada no amostrador do equipamento SPT, algumas amostras foram caracterizadas apenas por ensaios de granulometria e outras por limites de Atterberg. A determinação dos limites de Atterberg foi realizada conforme a NBR 7180 (Determinação do Limite de Plasticidade) e NBR 6459 (Determinação do Limite de Liquidez).

4.2.1 Resultados

Nas Figuras 4.7, 4.8 e 4.9 são apresentadas as curvas granulométricas das amostras de solo retiradas dos furos de sondagem SPT-3, SPT-5 e SPT-A respectivamente. No Anexo 1 é apresentada a composição granulométrica de todas as amostras obtidas na campanha de sondagens SPT. As amostras foram identificadas pelo furo de sondagem SPT e a profundidade de coleta. A discretização das frações argila, silte, areia e pedregulho foi realizada segundo a NBR 6502/1995 (Rochas e Solos).

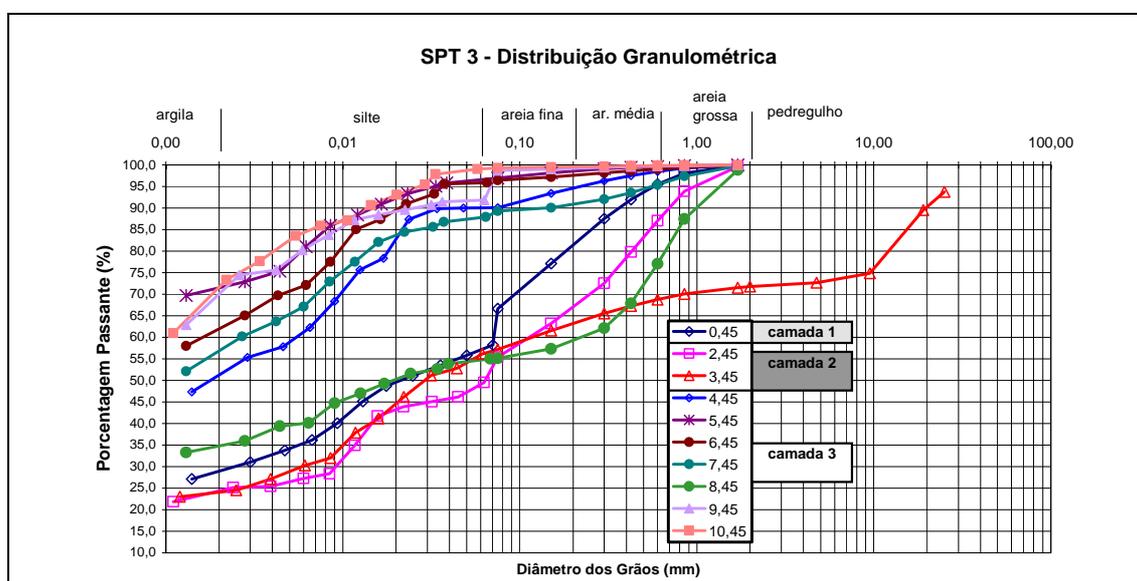


Figura 4.7: curvas granulométricas das amostras retiradas na sondagem SPT-3

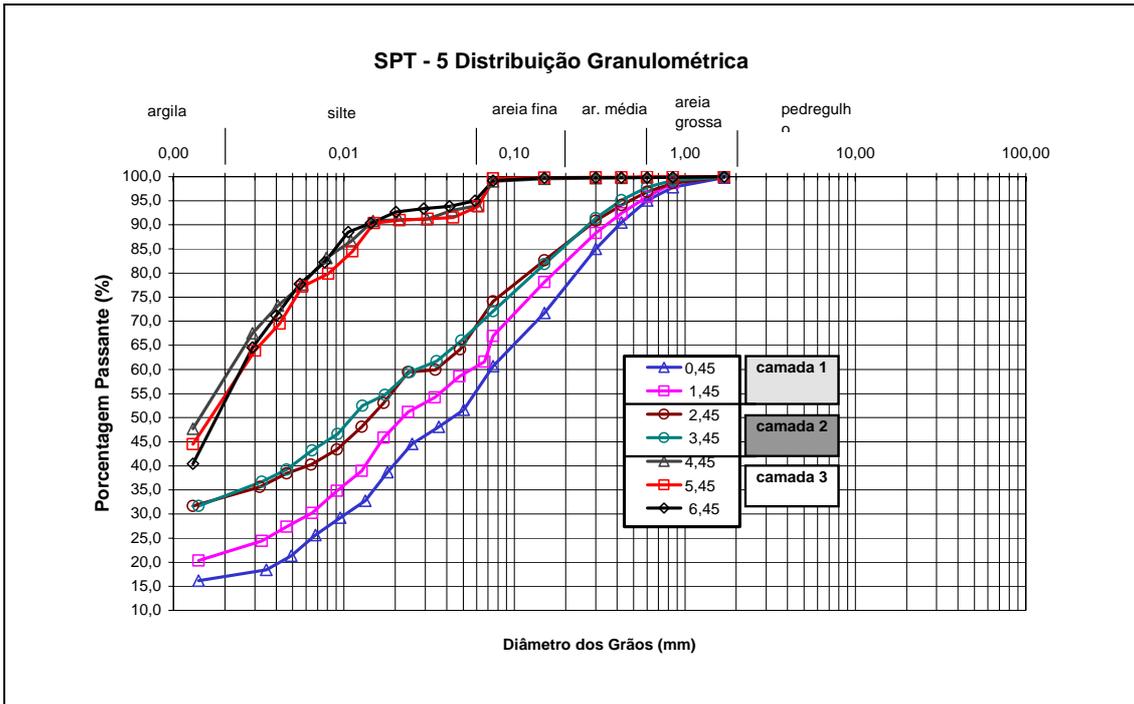


Figura 4.8: curvas granulométricas das amostras retiradas na sondagem SPT-5

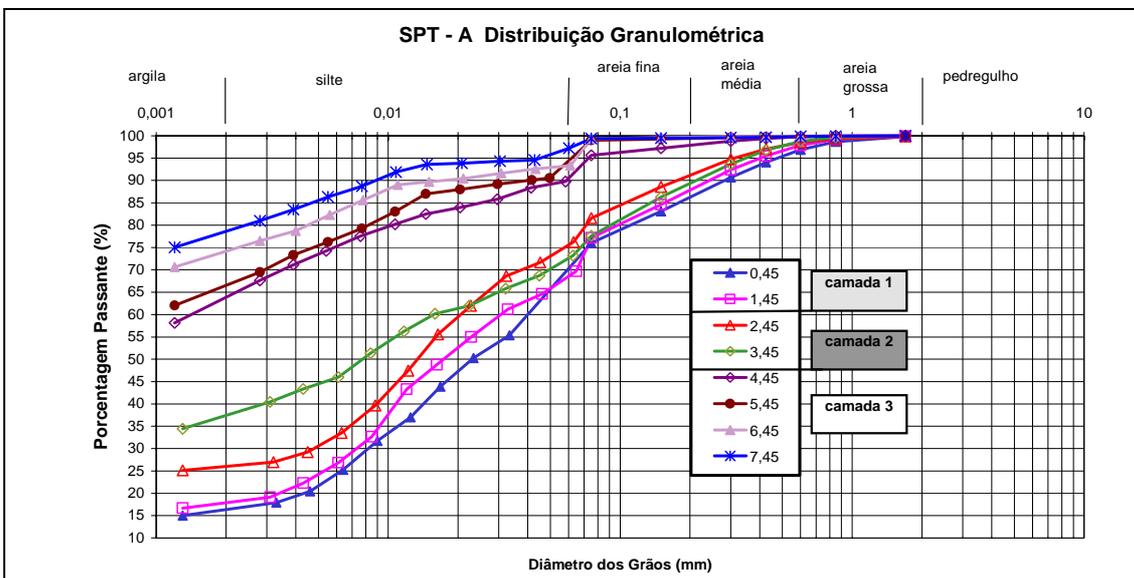


Figura 4.9: curvas granulométricas das amostras retiradas na sondagem SPT-A (*background*)

Na Figura 4.10 os valores de LL e IP das amostras estão dispostos no gráfico de Casagrande, e na Tabela 4.2 constam os limites de Atterberg e a classificação dos solos segundo o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS). Esta metodologia utiliza o gráfico de Casagrande para a classificação de solos cuja fração fina passa mais de 50% na peneira de malha 0,075 mm. Na classificação têm-se os siltes (M), argilas (C) e solos orgânicos (O), que podem ser de alta (H) e baixa (L) plasticidade. Na Tabela 4.2 também são apresentados os valores de atividade coloidal (IA), que é calculado através da razão entre o índice de plasticidade (IP) e a porcentagem da fração argila da amostra. Este parâmetro reflete a carga elétrica superficial existente na superfície dos argilo-minerais. Quanto maior o IA do solo, maior a sua CTC (capacidade de troca catiônica) e conseqüentemente maior a capacidade do solo em reter cátions em sua superfície (Michell, 1976).

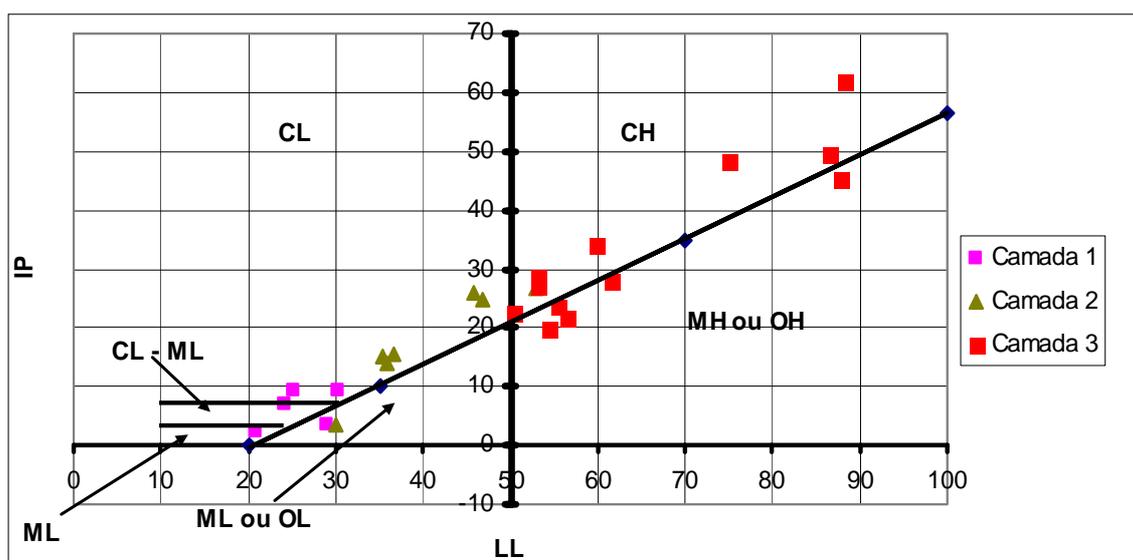


Figura 4.10: valores de LL e IP das amostras no gráfico de Casagrande (fonte: Lambe & Whitman, 1969)

A maioria das amostras apresentou dupla classificação pelo sistema SUCS, e por isso foi utilizada a distribuição granulométrica para estabelecer uma única classificação.

Tabela 4.2: limites de Atterberg das amostras

SPT -1	LL (%)	LP (%)	IP (%)	IA	Classificação (SUCS)	Classificação adotada
0,45	30	21	9	0,34	CL/ML	ML
1,45/2,45	46	20	26	0,81	CL	CL
3,45	47	22	25	0,65	CL/ML	ML
4,45	-	-	-	-	-	
5,45	60	26	34	0,58	CH	CH
6,45	-	-	-	-	-	
7,45	55	35	20	0,45	CH/MH	CH
8,45	81	35	46	-	CH/MH	CH
9,45	-	-	-	-	-	
SPT -B	LL (%)	LP (%)	IP (%)	IA	Classificação (SUCS)	Classificação adotada
0,45	29	25	4	0,22	ML/OL	ML
1,45	21	18	3	0,13	ML	ML
2,45	30	18	12	0,45	CL/ML	ML
3,45	53	26	27	0,72	CH/MH	CH
4,45	62	34	28	0,44	MH/CH	CH
5,45	75	27	48	0,73	CH	CH
6,45	86	37	49	0,67	CH/MH	CH
7,45	88	42	45	0,58	MH/CH	CH
SPT-4	LL (%)	LP (%)	IP (%)	IA	Classificação (SUCS)	Classificação adotada
0,45	23	16	7	0,40	CL/ML	ML
1,45	24	15	9	0,38	CI/ML	ML
2,45/3,45	36	22	14	0,38	CL/ML	ML
4,45	53	25	29	0,52	CH/MH	CH
5,45/6,45	53	26	27	0,49	CH/MH	CH
SPT-5	LL (%)	LP (%)	IP (%)	IA	Classificação (SUCS)	Classificação adotada
0,45	25	16	9	0,55	CL/ML	ML
1,45	24	17	7	0,31	CL/ML	ML
2,45	35	20	15	0,45	CL/ML	ML
3,45	37	21	15	0,45	CL/ML	ML
4,45	57	35	22	0,37	MH/CH	CH
5,45	56	32	24	0,44	MH/CH	CH
6,45	50	28	23	0,42	CH/MH	CH

As curvas granulométricas apresentadas nas Figuras 4.7, 4.8 e 4.9 mostram que a composição granulométrica do perfil residual da área é constituída principalmente pelas frações argila e silte. A fração argila cresce com a profundidade em todas as unidades estratigráficas, sendo que na camada 3 a quantidade atinge valores da ordem de 70 e 80%.

A granulometria da camada 1 é composta principalmente pelas frações areia e silte e, na camada 2, ocorre predominância das frações argila e silte. A fração pedregulho nesta camada foi detectada apenas nas amostras extraídas nas sondagens SPT-1 e SPT-3. Entre as unidades 2 e 3 nota-se que ocorre um aumento significativo da fração argila,

que é acompanhado por uma queda acentuada da quantidade de areia. A camada 3 é essencialmente argilosa e verifica-se que em seu interior ocorre um incremento das frações areia e silte entre 6 e 8 m de profundidade. O início do manto de alteração de rocha pode estar presente entre 9 e 10 m de profundidade, já que as quantidades de argila das amostras retiradas nesta região são muito elevadas.

A composição granulométrica das unidades estratigráficas no *background* é semelhante a das camadas no subsolo da área do depósito de resíduo (amostras retiradas nas sondagens SPT-1, SPT-3, SPT-4, e SPT-5), porém ocorre um predomínio pronunciado da fração silte nos pacotes 1 e 2.

A maior parte dos valores de limite de liquidez e plasticidade dos solos da área está no intervalo de variação para o argilo-mineral caolinita, que possui valores de LL entre 30 e 110% e LP entre 25 e 40%; e ilita, que apresenta valores de LL entre 60 e 120% e LP entre 35 e 60%. Os valores de IA das amostras estão entre 0,13 e 0,81 e correspondem aos valores típicos dos argilos-minerais caolinita ($0,1 < IA < 0,5$) e ilita ($0,5 < IA < 1$) (Michell, 1976).

4.3 ENSAIOS DE CONE RESISTIVO (RCPT)

As verticais de cone resistivo (RCPT) foram realizadas próximas aos ensaios de SPT e poços de monitoramento da série PN. Os objetivos desta campanha de ensaios foram: (i) determinar a extensão em profundidade da contaminação do subsolo até os pontos de amostragem da água subterrânea; (ii) verificar o comportamento elétrico do resíduo depositado; (iii) comparar os resultados com os dados da geofísica de superfície realizada em 2003 e análises químicas e físico-químicas da água subterrânea.

Os ensaios foram executados com uso de um sistema hidráulico de cravação montado em um caminhão concedido pela empresa ECOGEO, situada no município de Porto Alegre. O veículo possui um sistema de perfuração utilizado para a execução de fundações profundas. Este sistema, quando erguido, concentra uma grande massa na região onde está posicionado o equipamento de cravação, fornecendo a reação necessária para a realização dos ensaios.

O cone resistivo utilizado foi adquirido pela UFRGS em conjunto com a COPPE/UFRJ e UFPE. Neste equipamento, o eletrodo central emite uma corrente elétrica alternada (1000 Hz) de intensidade constante, sendo a diferença de potencial medida nos eletrodos de potencial que formam o corpo da ponteira.

O cone resistivo possui quatro escalas de operação para a medição da condutividade elétrica que são: 0 a 400 μS , 0 a 4 mS , 0 a 40 mS e 0 a 400 mS . A determinação da resistividade elétrica é feita através das curvas de calibração do equipamento que relacionam a tensão medida com a condutividade elétrica. Na Figura 4.11 são apresentadas curvas de calibração para as escalas 2 e 3 (0 a 4 mS e 0 e 40 mS) obtidas por Nacci et al. (2003). Nestas figuras observa-se a relação linear entre a voltagem elétrica de saída do cone resistivo e a condutividade elétrica.

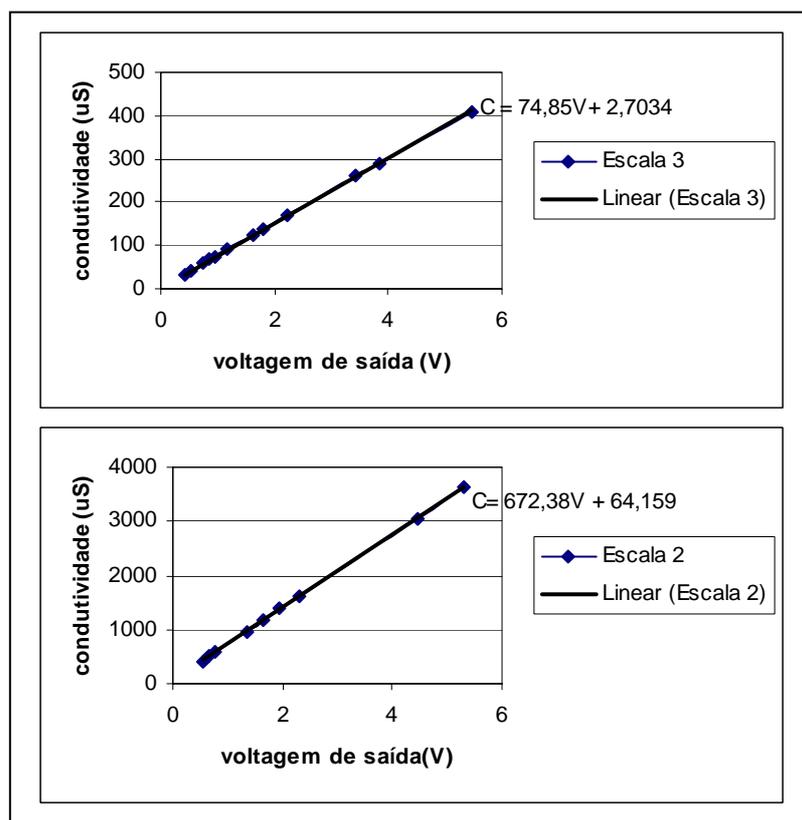


Figura 4.11: curvas de calibração do cone resistivo utilizado (Nacci et. al, 2003)

A ponteira é alimentada através de um cabo que passa através do conjunto de hastes. O sinal emitido pelo equipamento fica entre 0,4 e 4 V, que pode ser enviado para um equipamento conversor analógico-digital ligado a um computador portátil, onde os

dados são armazenados. Os sinais transmitidos pelo cone resistivo também podem ser registrados manualmente, através de multímetro conectado ao dispositivo receptor.

Nos ensaios realizados na área investigada, o cone resistivo foi cravado com velocidade constante de 2 cm/s e as leituras foram feitas manualmente a cada 25 cm. A Figura 4.12 mostra a execução da vertical de cone resistivo RCPT-5, onde também pode-se visualizar o sistema de aquisição de dados (a) e o sistema de cravação montado no veículo (b).

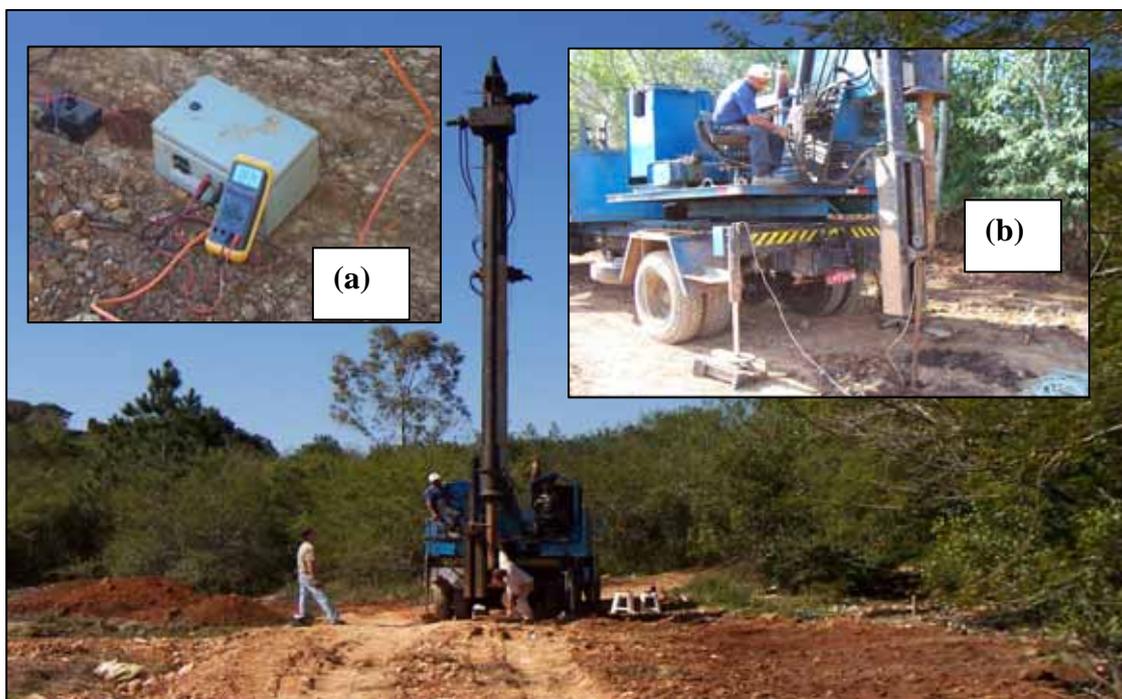


Figura 4.12: execução do ensaio de cone resistivo RCPT-5; (a) sistema de aquisição de dados; (b) sistema de cravação

A Figura 4.13 esquematiza a posição dos ensaios de cone resistivo na área. A primeira fase dos ensaios foi realizada em setembro de 2004, e compreendeu o perímetro do depósito (ensaios RCPT-1, RCPT-2, RCPT-3, RCPT-4, RCPT-4-5 e RCPT-5). O conjunto de hastes utilizado sofreu danos devido à problemas de nivelamento do sistema de cravação e por isso os ensaios atingiram a profundidade máxima de 6 m. Não foram executadas sondagem no ponto PN-6 devido a inacessibilidade do caminhão ao local.

No mês de dezembro, com um novo conjunto de hastes, foram realizados ensaios complementares nos pontos RCPT-1, RCPT-2 e RCPT-3, com o objetivo de atingir a

profundidade de amostragem da água subterrânea e verificar possíveis variações de resistividade em relação à campanha anterior. Nesta fase também foram realizados o ensaio de cone resistivo no local de *background* (RCPT-A) e, ao final, um ensaio na vala de borra ácida (RCPT-B). O limite de sondagem adotado na segunda campanha foi de 10 m, porém entre 8 e 9,5 m de profundidade o terreno apresentou elevada resistência mecânica, impossibilitando a continuidade dos ensaios.

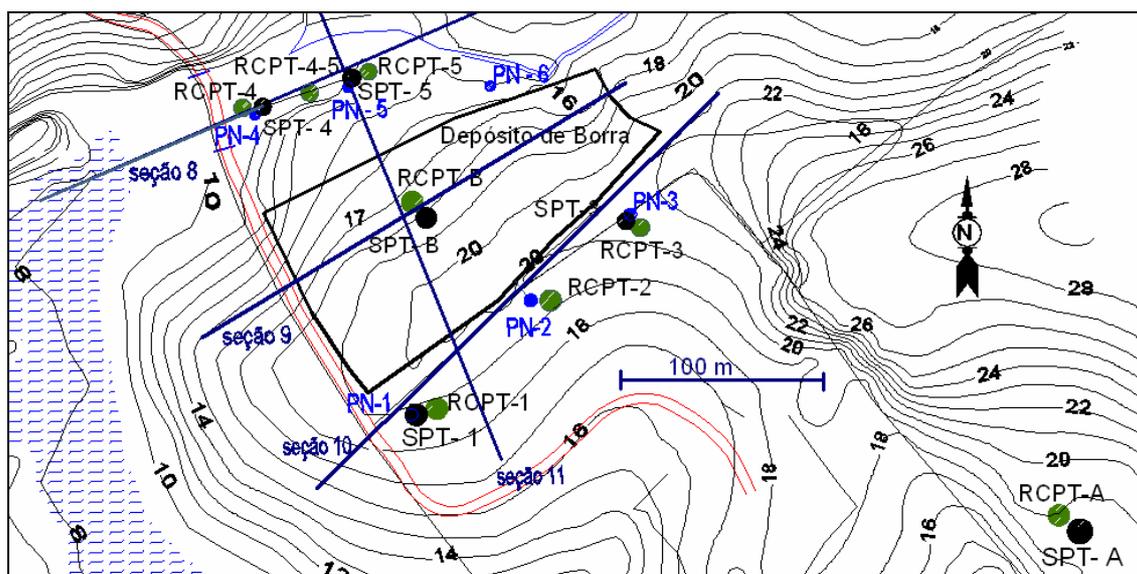


Figura 4.13: posição dos ensaios de cone resistivo na área investigada

4.3.1 Resultados

Os resultados dos ensaios cone resistivo são ilustrados na forma de gráficos da variação da resistividade contra a profundidade. Em cada vertical é mostrado o perfil estratigráfico do subsolo conjuntamente com a composição granulométrica média das camadas. Também é apresentada a variação do nível d'água subterrâneo nos poços de monitoramento PN-1, PN-2 e PN-3.

4.3.1.1 Ensaio RCPT-A (*Background*)

Na Figura 4.14 consta o resultado do ensaio RCPT-A, realizado no *background*. Nas análises apresentadas a seguir, a distribuição granulométrica das amostras de solo é

utilizada para diferenciar o comportamento elétrico das camadas, e para verificar se os valores de resistividade do *background* são representativos para os locais com suspeita de contaminação. Não foram consideradas de forma específica as características como a porosidade, a estrutura, a composição mineralógica e a umidade dos solos da área e, por esse motivo, os valores de resistividade do *background* podem não representar com precisão as condições observadas nas outras verticais resistivas.

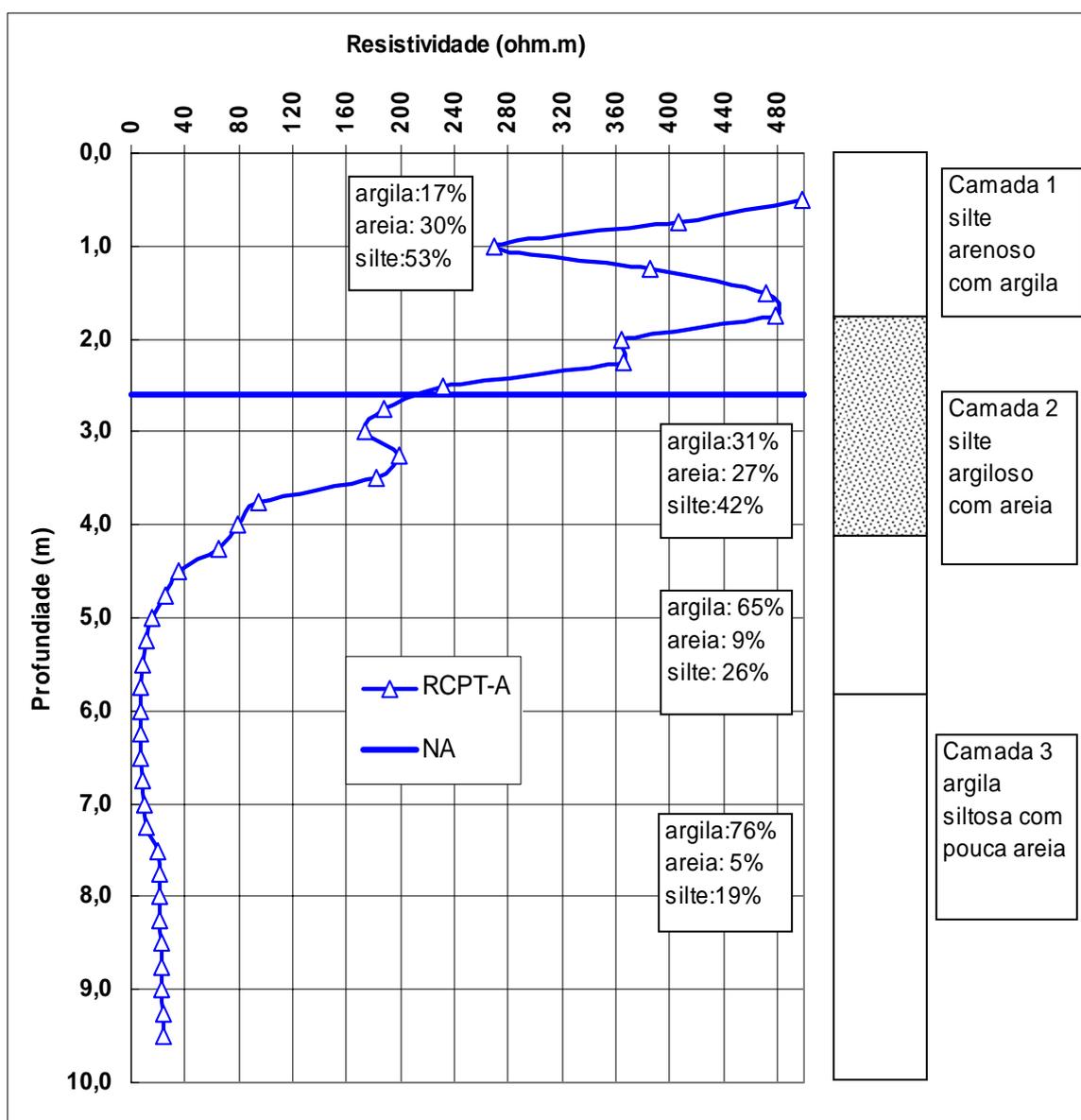


Figura 4.14: resultado do ensaio de cone resistivo RCPT-A (*background*)

O gráfico apresentado na Figura 4.14 mostra valores elevados de resistividade na camada 1, que variam entre 270 e 500 ohm.m, e provavelmente refletem a baixa umidade do solo no topo zona não saturada, bem como a maior quantidade de areia e silte no maciço. A queda nos valores de resistividade observada na região de transição entre as camadas 1 e 2 é atribuído ao aumento do grau de saturação do solo associado ao processo de ascensão capilar. Segundo Merecer & Spalding (1991), em solos argilosos e siltosos a zona de capilaridade pode atingir cotas relativamente elevadas a partir do nível d'água subterrâneo. O aumento no teor de argila no solo (~10%) também pode ter contribuído para a queda dos valores de resistividade.

Entre 2,0 e 2,5 m de profundidade, a resistividade da camada 2 decresce de valores da ordem de 360 ohm.m, para valores de aproximadamente 200 ohm.m. Isto indica que a sondagem atingiu o topo da zona saturada do perfil nesta região. Na sondagem SPT-A, realizada em maio de 2004, o nível d'água subterrâneo estava a 1,75 m de profundidade e, como o ensaio de cone resistivo foi realizado após um período de poucas chuvas, é provável que tenha ocorrido o rebaixamento do nível d'água. No início do trecho saturado da camada 2 a resistividade é de aproximadamente 200 ohm.m e decresce com profundidade até cerca de 80 ohm.m, na cota 4,0 m. Esta redução pode ser atribuída ao aumento da quantidade de argila no solo. Na transição da camada 2 para 3, entre 3,5 e 4,5 m, existe uma diferença de cerca de 26 % na fração argila e 18 % na fração areia, resultando em uma diferença entre os valores de resistividade de aproximadamente 140 ohm.m.

A camada 3 é mais argilosa e a quantidade de argila aumenta com profundidade. No trecho inicial da camada, entre 4,5 e 5 m, a resistividade fica entre 40 e 20 ohm.m. Entre 5,5 e 7,5 m a resistividade é de aproximadamente 8 ohm.m e, até o limite de sondagem, os valores de resistividade são de aproximadamente 20 ohm.m.

Sugere-se, portanto, que a combinação entre o teor de umidade e a distribuição granulométrica constitui-se nos principais fatores que controlam a resistividade das camadas do subsolo da área. Com a redução das frações silte e areia e o aumento da fração argila no solo, a resistividade das camadas reduz devido à natureza condutiva dos argilo-minerais. Nas camadas 1 e 2, o teor de umidade do solo exerce grande influência sobre a resistividade do conjunto solo-fluído intersticial, conforme observado no perfil de sondagem RCPT-A.

4.3.1.2 Ensaio RCPT-B (Depósito de Resíduo)

Na Figura 4.15 é mostrado o resultado do ensaio RCPT-B e na Figura 4.16 o resultado do ensaio é comparado com o resultado da vertical RCPT-A (*background*). Deve-se notar que as duas figuras são apresentadas em escalas diferentes. A distribuição granulométrica das camadas 2 e 3, assim como a estratigrafia da camada 3, nos locais das sondagens SPT-1 e SPT-3, foram extrapoladas para o local do ensaio RCPT-B. As amostras de solo retiradas na sondagem SPT-B estavam muito contaminadas e não foi possível caracterizá-las. O nível d'água subterrâneo indicado foi estimado a partir dos dados apresentados na Tabela 4.1.

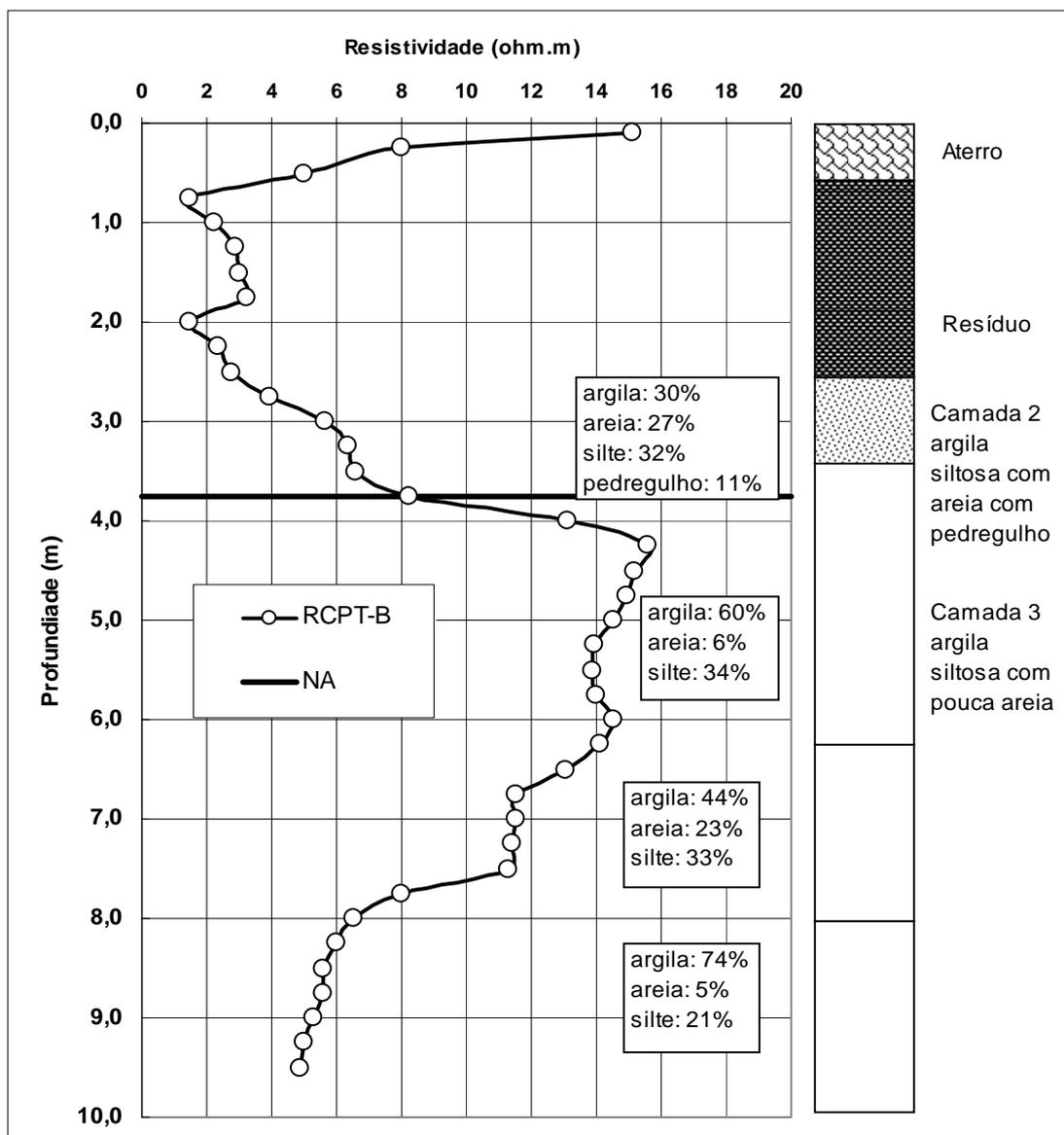


Figura 4.15: resultado do ensaio de cone resistivo RCPT-B

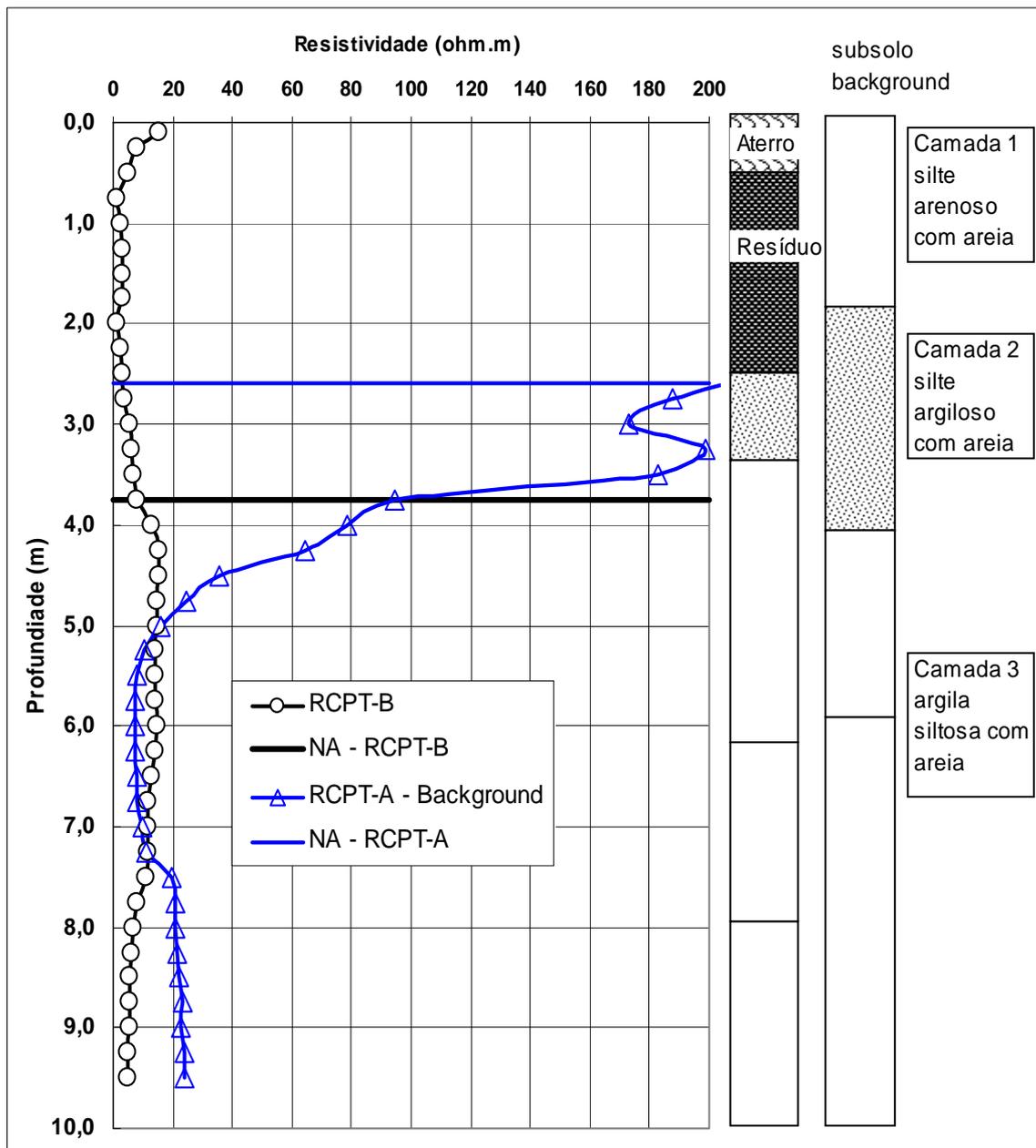


Figura 4.16: comparação entre os resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-A e RCPT-B

O resultado da sondagem RCPT-B revela que o resíduo depositado na área possui resistividade em torno de 2,5 ohm.m. A elevada concentração de compostos ionizáveis como o ácido sulfúrico confere ao material alta condutividade elétrica. Percebe-se também que os contaminantes lixiviados a partir da borra ácida reduzem a resistividade elétrica do conjunto solo-fluído intersticial das camadas de solo.

Nesta dissertação, o termo “contraste resistivo” será utilizado para referenciar a diferença entre os valores de resistividade medidos no *background* e nos locais com suspeita de contaminação. Ao comparar a vertical de cone resistivo RCPT-B com a resistividade do *background* é possível identificar as anomalias associadas à contaminação até a profundidade de 5 m. A partir desta cota, até aproximadamente 7,5 m de profundidade, não é possível identificar presença de contaminantes pois os valores de resistividade medidos nas duas verticais são próximos, não havendo contraste resistivo para identificar uma eventual contaminação. Entre 7,5 e 9,5 m de profundidade as diferenças entre os valores de resistividade dos ensaios são de aproximadamente 14 ohm.m, sendo portando um indício de que a contaminação no local da sondagem RCPT-B atingiu esta zona do subsolo. O nível de contaminação na camada 2 é elevado pois as diferenças dos valores de resistividade com o *background* são em torno de 180 ohm.m. Na camada 3, entre 3,8 e 5 m de profundidade, a contaminação provocou uma redução de aproximadamente 30 ohm.m na resistividade do maciço.

O contraste resistivo é mais acentuado na camada 2, cujo teor de argila é menor do que no terceiro pacote. A camada 3 possui quantidades maiores de argila e por isso a contaminação do fluído intersticial não reduziu de maneira significativa a resistividade do conjunto, já que o solo pelas suas características naturais possui baixa resistividade elétrica. Este mesmo fenômeno foi observado por Fukue et al. (2001) em um estudo sobre variação da resistividade elétrica de um solo através da adição de NaCl na solução intersticial. A amostra utilizada era composta por uma camada de argila confinada por duas camadas de areia. Os autores verificaram que um aumento de cerca de 0,01% na concentração de NaCl reduziu a resistividade da areia de 200 ohm.m para 50 ohm.m, enquanto na camada de argila a redução foi de cerca de 10 ohm.m.

4.3.1.3 Ensaios RCPT-4, RCPT-4-5 e RCPT-5

Os dados de resistividade das verticais de RCPT-4, RCPT-4-5, e RCPT-5 estão agrupados em um mesmo gráfico junto com a vertical resistiva de *background* (Figura 4.17). A escala máxima da figura é de 200 ohm.m, embora a resistividade de *background* atinja valores de até 500 ohm.m na camada superficial. Estes ensaios foram realizados em uma área de banhado, a jusante do Depósito 2, conforme pode ser visualizado na Figura 4.13.

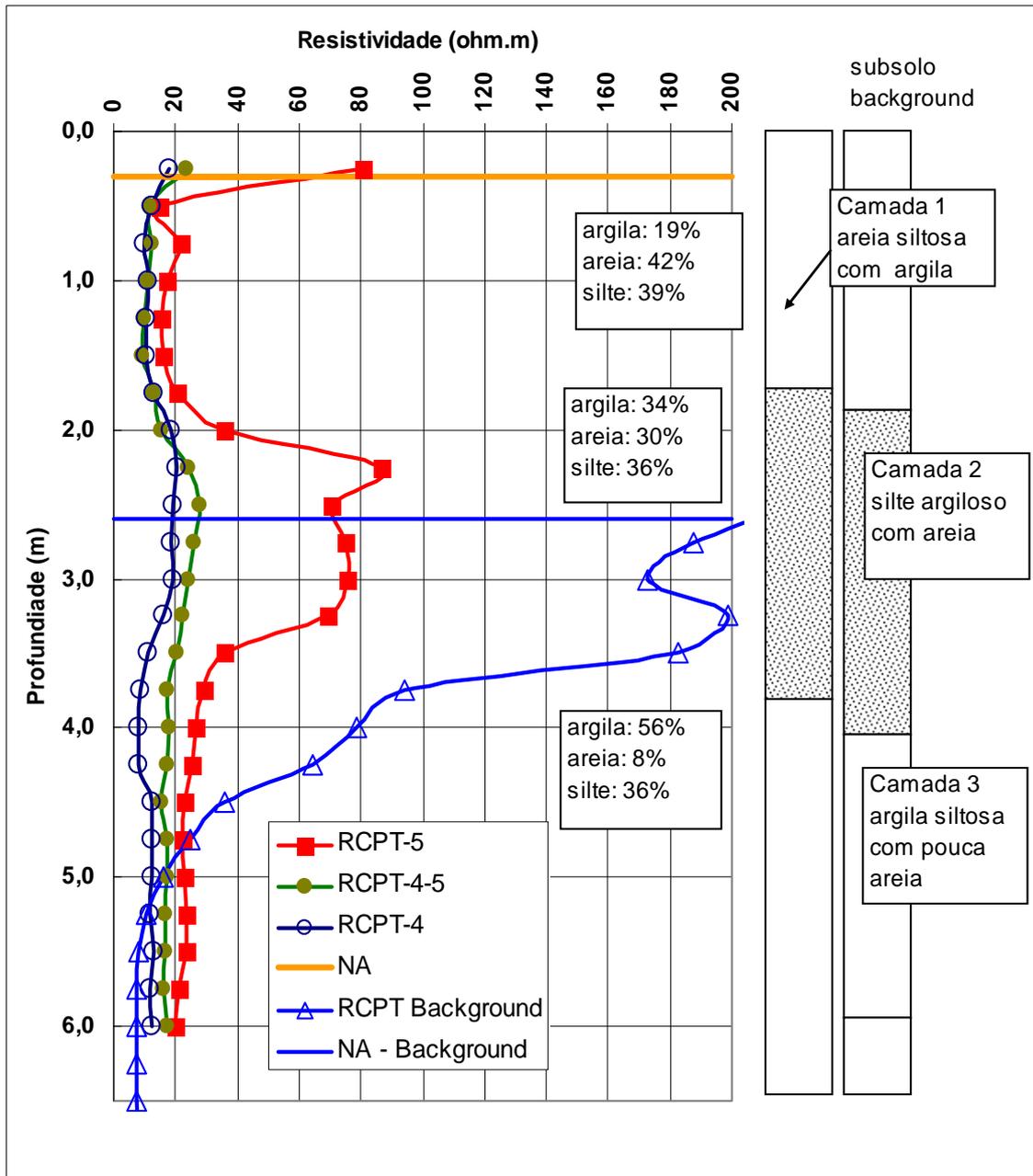


Figura 4.17: resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-4, RCPT-4-5 e RPCT-5

Os valores de resistividade da camada 1 no *background* não serão considerados nas análises pois os dados são para a condição não saturada do solo.

Os resultados dos ensaios de RCPT mostram que na área de banhado, a contaminação do subsolo pelos compostos químicos transportados pelo fluxo subterrâneo reduziu consideravelmente a resistividade das camadas. A área onde estes ensaios foram realizados corresponde a uma zona de descarga do fluxo superficial e subterrâneo que

escoa através das valas de resíduo do Depósito 2. Os níveis de contaminação na zona superficial do subsolo são elevados uma vez que os valores de resistividade na camada 1 são baixos (~12,5 ohm.m) e muito próximos do resíduo. A camada 1 é predominantemente arenosa sendo o valor de resistividade de *background* desta camada provavelmente da mesma ordem de grandeza do valor de referência da camada 2, ou seja 190 ohm.m (ver Figura 4.14).

Do mesmo modo que no ensaio RCPT-B, o contraste resistivo da camada 2 é elevado, e é possível identificar a presença de contaminantes, através da comparação direta com o *background*, até aproximadamente 5 m de profundidade. A partir desta cota os valores de referência da camada 3 são menores do que nos locais com suspeita de contaminação.

O contraste resistivo na camada 2 é de aproximadamente de 170 ohm.m no ensaio RCPT-4, 160 ohm.m no ensaio RCPT-4-5 e no ensaio RCPT-5 a diferença com relação ao *background* fica em torno de 110 ohm.m. Na camada 3, entre 3,8 e 4,8 m de profundidade, o contraste é de aproximadamente 40 ohm.m no ensaio RCPT-4, 30 ohm.m no ensaio RCPT-4-5 e 20 ohm.m na sondagem RCPT-5.

Analisando-se conjuntamente as verticais RCPT-4, RCPT-4-5 e RCPT-5 verifica-se que no local da vertical RCPT-4 os níveis de contaminação são maiores com relação aos demais locais, pois os valores de resistividade ao longo da perfil resistivo são menores. O perfil RCPT-5 apresenta uma variação de resistividade diferente dos demais ensaios. Entre 2 e 3,5 m de profundidade os valores de resistividade são maiores (da ordem de 80 ohm.m), indicando, níveis de contaminação menores. Contudo a partir da cota 3,5 a resistividade da camada 2 reduz a valores próximos aos observados nas sondagens RCPT-4 e RCPT-4-5. Este dado aponta uma contaminação mais intensa nesta região de transição entre as camadas 2 e 3 no local da sondagem RCPT-5.

4.3.1.4 Ensaios RCPT-1, RCPT-2 e RCPT-3

Os resultados dos ensaios RCPT-1, RCPT-2, RCPT-3 são mostrados nas Figuras 4.18, 4.19 e 4.20 respectivamente. Para cada uma das verticais de cone resistivo, os resultados obtidos em setembro e dezembro foram plotados em um mesmo gráfico, junto com o resultado do ensaio RCPT-A (*background*). Nas Figuras apresenta-se ainda a posição do nível d'água subterrâneo na ocasião dos ensaios e a cota máxima do NA medida no mês de setembro.

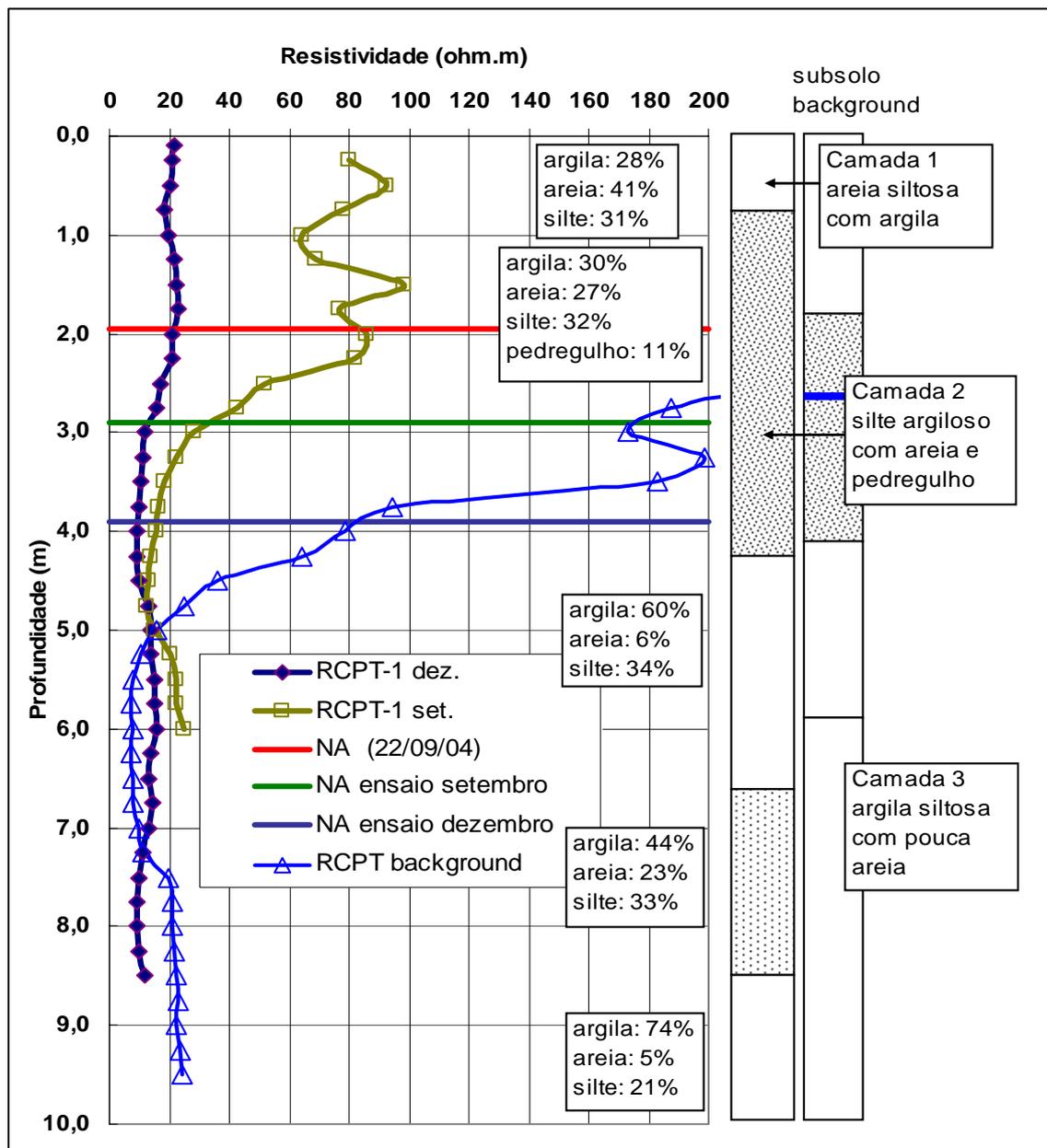


Figura 4.18: resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-1

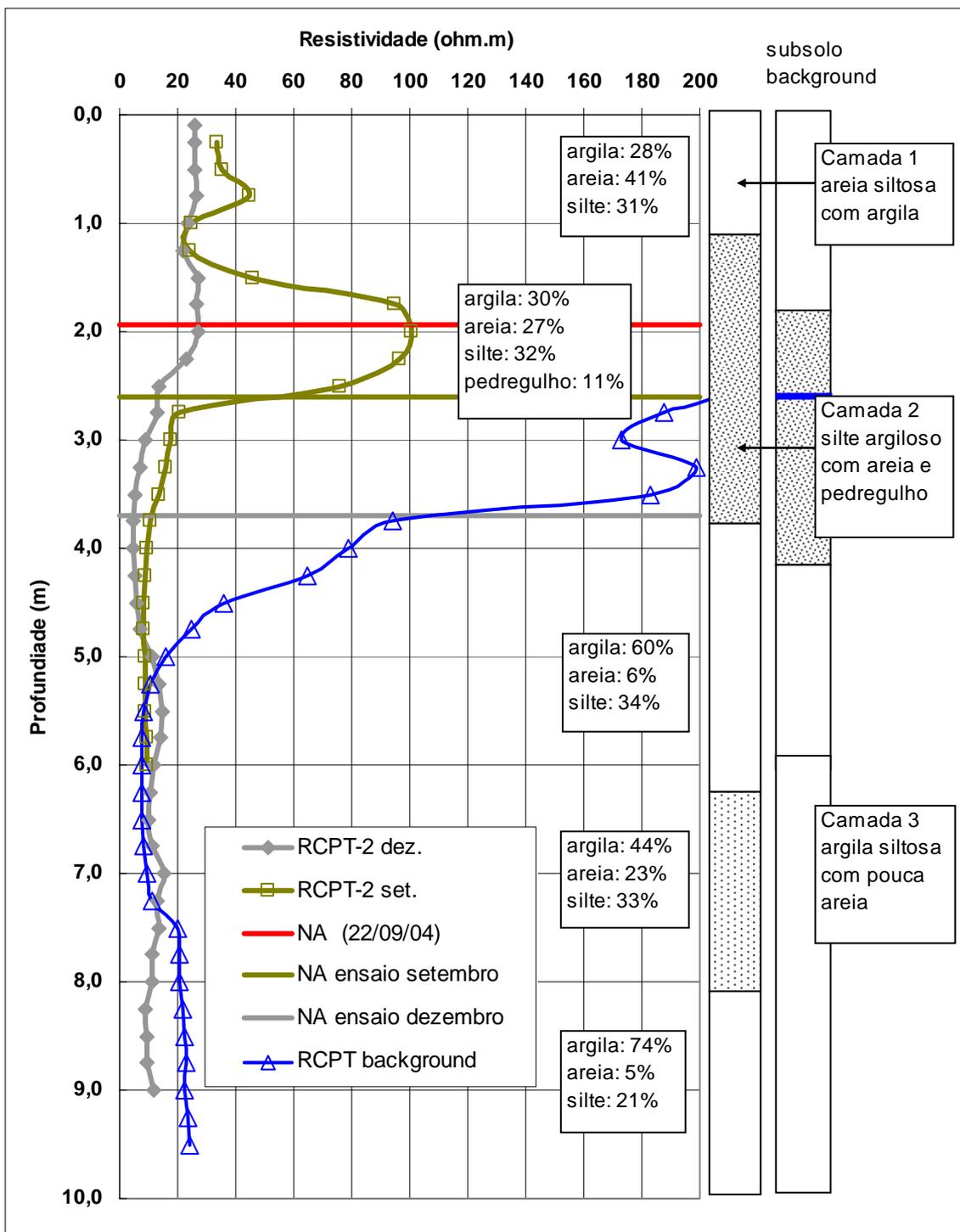


Figura 4.19: resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-2

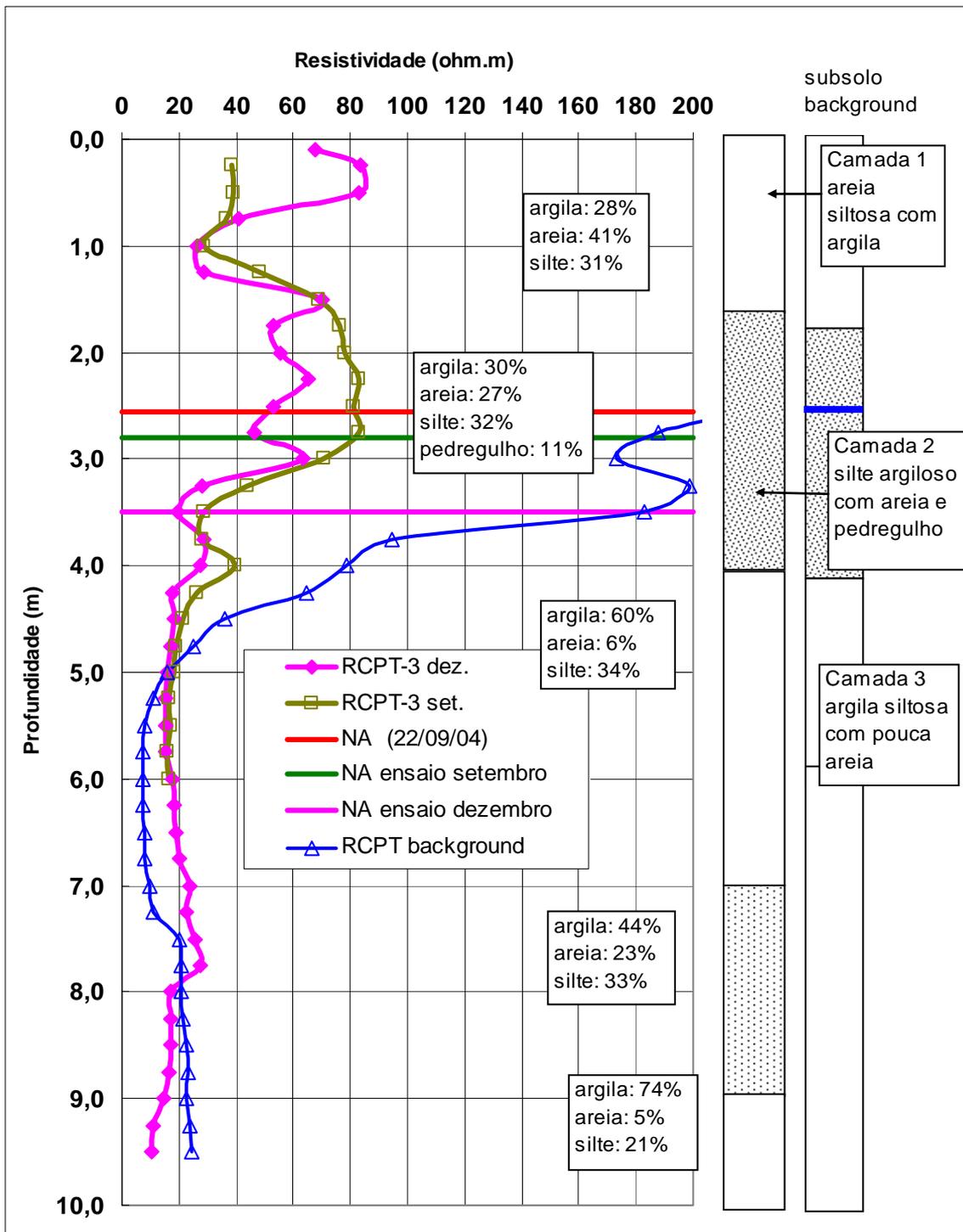


Figura 4.20: resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-3

Ao analisar os resultados das sondagens RCPT percebe-se que os valores de resistividade medidos em setembro são maiores com relação a dezembro em todas as camadas, com exceção do trecho inicial da camada 1 na vertical RCPT-3.

A camada 2 intercepta a região de oscilação do NA subterrâneo, que está condicionado aos regime pluviométrico da região. Dependendo da duração e intensidade das chuvas o NA eleva-se consideravelmente, conforme pode ser observado na Tabela 4.1 e nas Figuras 4.18, 4.19 e 4.20 (NA do dia 22/09).

Não é possível estabelecer com precisão o início da zona saturada com base apenas nas leituras de nível d'água subterrâneo nos poços de monitoramento. Os solos das camadas são compostos essencialmente pelas frações argila e silte e possuem condutividade hidráulica baixa e devido a isso é possível que a condição saturada seja atingida em cotas acima da posição do NA subterrâneo (e.g., ~ 0,5 m), pois o processo ascensão capilar é mais intenso em solos desta natureza. Considera-se nas análises que a zona saturada é iniciada a partir da posição da linha de NA subterrâneo, embora se reconheça que há incertezas em torno da zona de oscilação do nível d'água.

O período que antecedeu a primeira campanha de ensaios foi caracterizado por níveis pluviométricos elevados e bem distribuídos (Figura 3.2, Capítulo 3), o que favoreceu a recarga do aquífero, elevando, conseqüentemente, o nível d'água subterrâneo. Por outro lado, o mês de dezembro foi marcado por níveis pluviométricos menores e temperaturas médias diárias elevadas, e devido a isso a quantidade de água fornecida ao aquífero foi menor causando um rebaixamento considerável do nível d'água subterrâneo (ver Tabela 4.1).

Deve-se notar que as variações dos valores de resistividade observadas entre os meses de setembro e dezembro não acompanham as variações de umidade do solo decorrentes do regime climático da região - estima-se que a umidade do solo no mês de dezembro tenha sido menor do que no mês de setembro.

A redução da resistividade das camadas na zona não saturada pode estar associada a dois processos combinados. O primeiro seria o aumento da quantidade de contaminantes que ocorreu durante o período entre campanhas e o segundo seria a redução da quantidade de água nos vazios durante o período de seca que antecedeu os ensaios de dezembro. Estes dois processos aumentaram a concentração dos compostos químicos (e.g., ácido sulfúrico e metais) nos vazios dos solos, reduzindo, conseqüentemente, a resistividade das camadas a valores abaixo dos dados medidos em setembro, quando a

concentração dos contaminantes provavelmente era menor devido à maior quantidade de água nos poros e também pela menor quantidade de contaminantes.

Percebe-se que as diferenças dos valores de resistividade entre as duas campanhas, na camada 2, são mais intensas na região próxima a máxima cota de NA registrada (i.e., NA do dia 22/09) onde o grau de saturação do solo provavelmente é menor com relação ao trecho entre as cotas de NA medidas em cada ensaio (i.e., NA de setembro e NA de dezembro). A baixa umidade do solo da camada 2 nesta zona teve o seu efeito sobre a resistividade sobreposto pelas maiores concentrações de contaminantes nos vazios do solo. Na medida em que a quantidade de água nos vazios aumenta, a concentração dos contaminantes reduz a níveis semelhantes aos do mês de setembro, pois os valores de resistividade medidos nas duas etapas são da mesma ordem de grandeza.

Na camada 3 os níveis de contaminação aparentemente sofreram poucas modificações, pois os valores de resistividade medidos nas duas campanhas são relativamente próximos, sendo praticamente iguais na vertical RCPT-3 (Figura 4.20), entre 4,8 e 6 m de profundidade.

Nos locais das sondagens RCPT-1 e RCPT-2 é possível que contaminação tenha atingido as zonas superficiais do subsolo, pois são observadas variações consideráveis entre nos valores de resistividade da camada 1 medidos em cada etapa. Na vertical RCPT-3 (Figura 4.20) a contaminação ocorreu até uma cota relativamente menor. Do início da sondagem até 1,5 m de profundidade a resistividade medida em dezembro é maior com relação setembro, pois os vazios não estão preenchidos por contaminantes, fazendo com que a resistividade da camada seja controlada principalmente pelo teor de umidade do solo.

Cabe lembrar que estas considerações são hipóteses elaboradas tendo como base apenas os ensaios de cone resistivo, que serve como indicador localizado, porém indireto, da presença de contaminantes. Recomenda-se a realização de análises químicas da água subterrânea e do solo em várias profundidades (principalmente na zona de oscilação do nível d'água subterrâneo) para confirmar as evidências produzidas pelo cone resistivo.

Quando é feita a comparação dos resultados dos ensaios com a vertical resistiva de *background*, nota-se que os níveis de contaminação na camada 2 são significativos pois os contrastes resistivos são pronunciados, mesmo quando comparamos os valores de

resistividade da zona não saturada com o valores de referência que são para a condição saturada.

Nas sondagens resistivas de setembro, o contraste resistivo é aproximadamente 170 ohm.m entre 3 e 4,3 m de profundidade no ensaio RCPT-1, 165 ohm.m entre 3,5 e 4,3 m na vertical RCPT-2 e entre 2,8 e 4 m de profundidade no ensaio RCPT-3 o contraste elétrico varia entre 110 e 150 ohm.m.

Assim como nos ensaios RCPT-4, RCPT-4-5 e RCPT-5, o contraste elétrico na camada 3 foi menor com relação a segunda camada, devido a maior quantidade de argila no solo, e entre as cotas 5 e 7,5 m não é possível identificar a presença de contaminantes, através da comparação direta com o resultado de *background*. A partir da profundidade de 7,5 m pode-se verificar os contrastes resistivos associados à presença de contaminantes.

O contraste resistivo na camada 3, é de aproximadamente 35 ohm.m na vertical RCPT-1, entre 4,3 e 5 m, 30 ohm.m entre as cotas 3,8 e 5 m na sondagem RCPT-2 e no ensaio RCPT-3 entre 4 e 5 m de profundidade, as diferenças com relação ao *background* situam-se em torno de 20 ohm.m. Na zonas mais profundas os contraste resistivos são menores possivelmente devido aos menores níveis de contaminação. Nas sondagens RCPT-1 e RCPT-2 os contrastes são semelhantes (~10 ohm.m) e na vertical RCPT-3 a resistividade é cerca de 5 ohm.m inferior ao *background*.

Estas informações sugerem que os níveis de contaminação no subsolo, a montante do Depósito 2, são maiores na região do nível d'água subterrâneo, tanto na porção saturada com na porção não saturada, uma vez que os contrastes resistivos medidos nas duas campanhas são elevados. Os níveis de contaminação tendem a ser maiores no local da vertical RCPT-2, pois o contraste resistivo nas camadas é maior com relação aos locais dos ensaios RCPT-1 e RCPT-3.

4.3.2 Comparação dos Resultados de RCPT com a Geofísica de Superfície

Os resultados da campanha de geofísica superficial por eletro resistividade, realizada no mês de março de 2003, foram comparados com os dados obtidos na campanha de ensaios de cone resistivo. Nas Figuras 4.21, 4.22 e 4.23 são apresentadas as seções de geofísica 08, 09 e 10, onde também estão esquematizados as verticais de RCPT realizadas ao longo das seções.

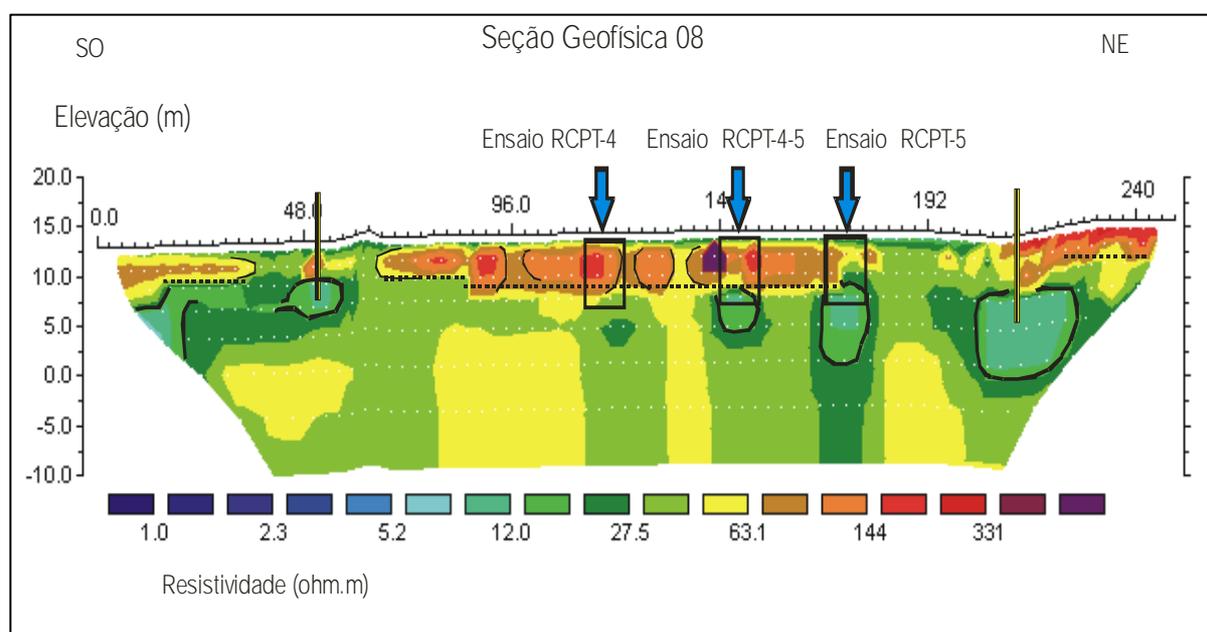


Figura 4.21: posição dos ensaios de RCPT na seção geofísica 08

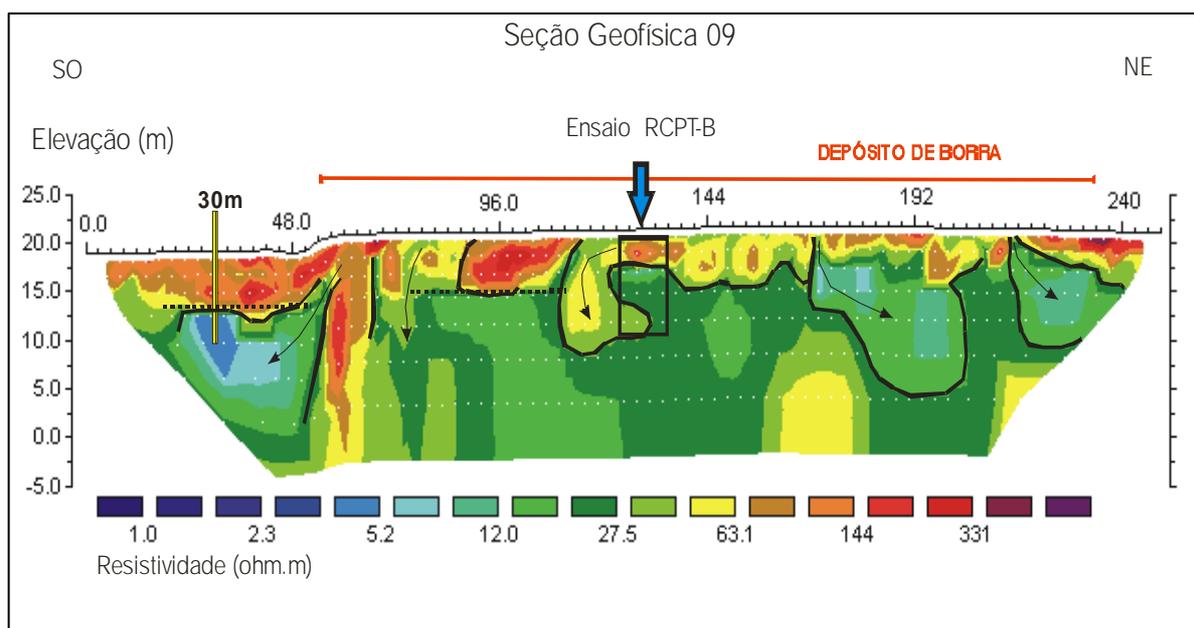


Figura 4.22: posição dos ensaios de RCPT na seção geofísica 09

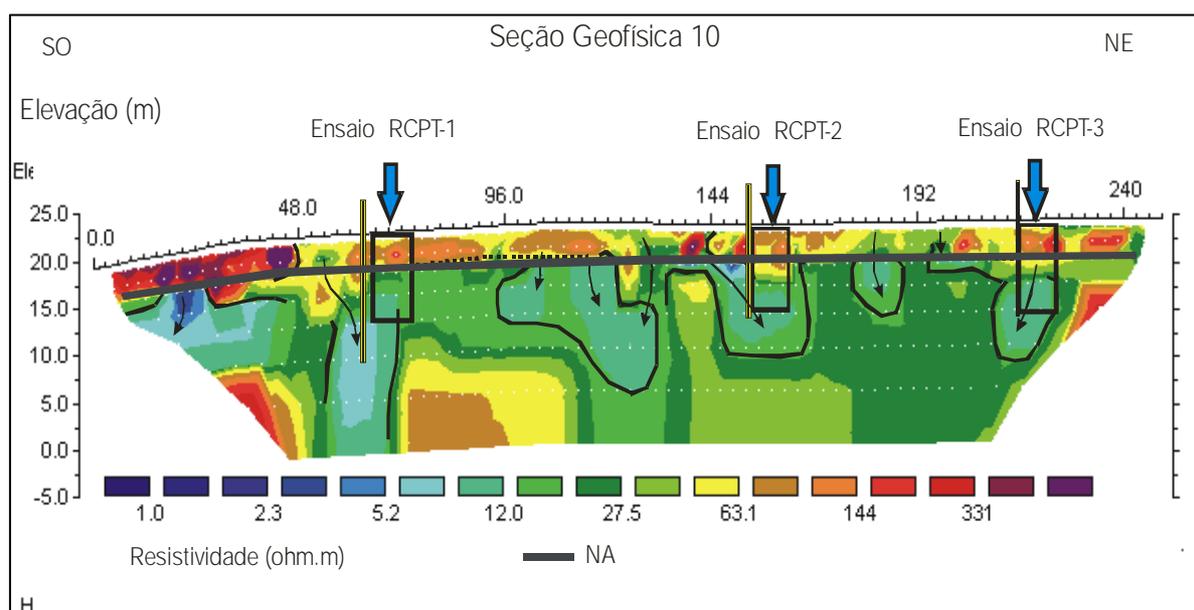


Figura 4.23: posição dos ensaios de RCPT na seção geofísica 10

Na Tabela 4.3 estão dispostos os valores aproximados de resistividade das camadas obtidos pela geofísica de superfície e pelos ensaios de cone resistivo. Para os ensaios de cone resistivo RCPT-1, RCPT-2 e RCPT-3, os valores de resistividade medidos nas duas campanhas foram considerados nas comparações.

Tabela 4.3: comparação entre os valores de resistividade obtidos pela geofísica de superfície e os ensaios de RCPT

Ensaio RCPT	Camada	Resistividade (ohm.m) 2004 *		R. Geofísica (ohm.m) março/2003 *	Ensaio RCPT	Camada	Resistividade (ohm.m) 2004 *	R. Geofísica (ohm.m) março/2003 *
		setembro	dezembro					
RCPT-1	1	80-90	20	63-144	RCPT-4-5 (setembro)	1	10	63-144
	2	17-100	10-20	27-63		2	15 - 27	63-237
	3	12-20	10-15	12 -20		3	17	12-45
RCPT-2	1	25-45	25	63-144	RCPT-5 (setembro)	1	15-20	27-63
	2	15-100	7-25	63-144		2	30 - 90	45-144
	3	10	7-15	12-20		3	20 - 25	12-27
RCPT-3	1	30-70	28-85	63 -237	RCPT-B (dezembro)	Resíduo	2,5	144
	2	20-83	18-65	45-63		2	6-8	12-27
	3	17	10-16	12 -45		3	5 - 15	20-27
RCPT-4 (setembro)	1	10		63-144				
	2	7-20		144-237				
	3	12		45-63				

* valores aproximados

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 4.3, nota-se que os valores de resistividade medidos pelo método geofísico são, de um modo geral, maiores que os dados obtidos pelos ensaios de cone resistivo para as camadas superficiais. Para as camadas mais profundas, saturadas, as diferenças entre as duas técnicas são menos pronunciadas apresentando, em geral, concordância satisfatória.

Os valores de resistividade das camadas 1 e 2 medidos nas sondagens RCPT-4 e RCPT-5 são menores com relação aos dados fornecidos pelo métodos geofísico, e no local da sondagem RCPT-5 os valores de resistividade medidos pelos dois métodos são relativamente próximos.

Na seção geofísica 08 os valores de resistividade da camada 3 são consistentes com dados obtidos pelo cone resistivo principalmente nas sondagens RCPT-4-5 e RCPT-5.

Nas sondagens RCPT-1, RCPT-2 e RCPT-3, verifica-se que dados medidos em setembro são semelhantes aos valores fornecidos pela geofísica de superfície, em todos os pacotes, porém na campanha de dezembro a compatibilidade entre resultados se restringe a camada 3.

No perfil geofísico 09 a resistividade do resíduo fornecida pelo método ficou muito acima do valor medido pelo cone resistivo (sondagem RCPT-B). As semelhanças entre resultados é verificada apenas na camada 3.

Os dados geofísicos são de um modo geral compatíveis com os resultados do cone resistivo, na camada 3. Nas camadas superficiais, o método geofísico acusou valores de resistividade elevados, inclusive dentro da área do Depósito 2. As diferenças entre os dados fornecidos pelos dois métodos, nas camadas 1 e 2, podem ser devido a variações dos níveis de contaminação no subsolo ao longo do período entre os ensaios, ou a alterações na umidade das camadas na zona não saturada. As diferenças também podem estar relacionadas ao tipo de configuração de eletrodos adotada, bem como ao método de interpretação utilizado no tratamento dos dados de campo obtidos pela geofísica. A segunda hipótese talvez seja a mais consistente, pois a geofísica acusou valores muito altos de resistividade do resíduo depositado. É provável que alterações químicas no resíduo, relacionadas à lixiviação dos compostos mais solúveis e ionizáveis, tenham afetado a sua resistividade, porém acredita-se que tais modificações aumentariam a resistividade do resíduo.

Na Figura 4.24 está esquematizada a posição dos locais onde foram medidos os valores de resistividade de *background* na campanha geofísica de 2000 e na Tabela 4.4 os valores de resistividade medidos pelo RCPT são comparados com valores obtidos pela geofísica de superfície.

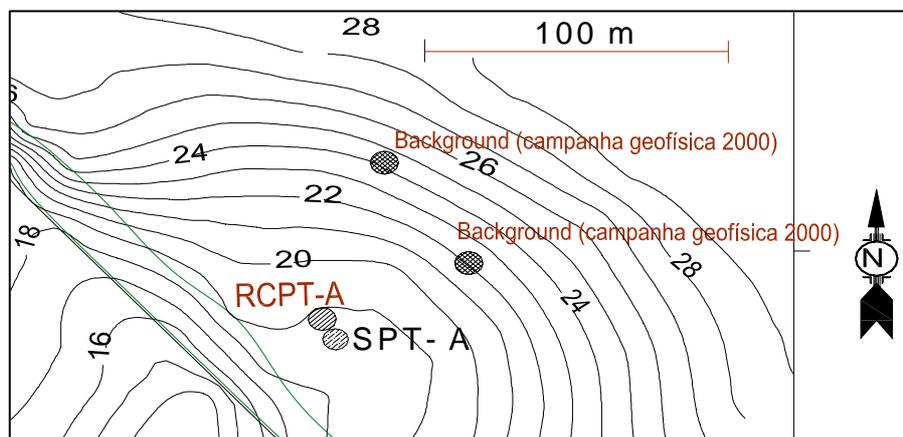


Figura 4.24: posição dos locais de *background* da campanha geofísica de 2000

Tabela 4.4: comparação dos valores de resistividade de *background* medidos pelo RCPT e pela geofísica superficial de 2000

BACKGROUND					
Profundidade (m)	1,5	3,0	6,0	12	24
Resistividade (ohm.m) (geofísica 2000)	400 - 600	200	60	40 - 50	20
Resistividade (ohm.m) RCPT	270 - 500	190	8	20 (9,5m)	-

Os valores de *background* medidos pelo cone resistivo são compatíveis com os dados medidos pela geofísica superficial realizada em 2000. Assim como na vertical resistiva RCPT-A, a geofísica acusou valores elevados de resistividade na zona não saturada do subsolo. Na zona saturada a resistividade medida por ambas as técnicas decresce com profundidade, atingindo valores de aproximadamente 20 ohm.m nas zonas mais profundas do subsolo.

Conclui-se desta análise que a realização de verticais de resistividade elétrica é essencial para a calibração dos resultados da resistividade de superfície. A combinação das duas técnicas reduz a possibilidade erro associada ao processo de interpretação dos dados da geofísica de superfície.

4.4 ANÁLISES QUÍMICAS E FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

No mês de novembro de 2004, como parte do programa de monitoramento da água subterrânea, realizado pela empresa responsável pelo Depósito 2, amostras da água foram retiradas (por meio de bailer) dos piezômetros PZ-6, PZ-7 e dos poços de monitoramento da série PN, para a realização de análises químicas e físico-químicas.

Inicialmente os parâmetros de análise seriam os mesmos da campanha de amostragem de 2003, porém, foram incluídos novos indicadores. O resíduo depositado na área possui quantidades elevadas de alumínio, cálcio, cobre, estanho, ferro, magnésio, manganês, potássio, sódio, além de conter ácido sulfúrico. Os parâmetros de análise adicionados foram escolhidos com o objetivo de determinar os níveis de contaminação por estes compostos e também para verificar a consistência dos dados de resistividade obtidos pelo cone resistivo. Os parâmetros adicionados foram: o potencial de hidrogênio (pH), a salinidade, o oxigênio dissolvido (OD), a resistividade elétrica, o alumínio, o cálcio, cobre, o enxofre total, o ferro, o magnésio, o manganês, o potássio e o sódio.

Os compostos hidrocarbonetos aromáticos BTEX e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos HPA foram analisados novamente. Na campanha de análises de 2003 estes compostos não foram detectados na água subterrânea e por isso foi incluído o parâmetro hidrocarbonetos totais para verificar a contaminação do meio físico pela fração orgânica que compõe a borra oleosa ácida.

A Tabela 4.5 reporta os resultados das análises, conjuntamente com os valores de orientação da Resolução CONAMA (1992) para águas classes 1, 2 e 3, e valores de intervenção da CETESB (2001). Estes níveis de referência são utilizados como balizadores para a interpretação dos dados obtidos, já que os valores *background* para os parâmetros analisados não foram obtidos.

Amostras da água subterrânea foram retiradas em poços de abastecimento residencial situados em locais afastados dos depósitos de resíduos, na tentativa de se obter o *background* dos parâmetros pH e resistividade. Os resultados também são apresentados na Tabela 4.5. As amostras foram coletadas e conservadas de acordo com a NBR 9898 (Preservação e Técnicas de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores –

Procedimento). A amostragem e as análises químicas e físico-químicas da água subterrânea retirada dos poços de monitoramento foram realizadas pela empresa Pró Ambiente.

Tabela 4.5: resultados das análises químicas e físico-químicas da água subterrânea

Parâmetro	Unidade	PN -1	PN-2	PN -3	PN-4	PN-5	PN-6	PZ -6	PZ-7	Valores de Intervenção (CETESB)	
										1*	6
(1) Resistividade	ohm.m	10,05	4,29	26,74	3,02	5,90	2,08	5,64	22,03	** 212,76 217,43	
(2) pH	-	3,8	3,2	4,6	2,9	3,5	5,4	4,1	5,2	** 5,41 5,43	
(3) Oxigênio Dissolvido	mg/L	1,2	1,9	2,58	1,9	2,37	1,52	2,35	3,8	1*	6
										2*	5
										3*	4
(4) Salinidade	mg/L	0,05	0,13	0,01	0,22	0,1	0,36	0,12	0,02	-	
(5) Enxofre Total	mg/L	23,5	30	12	35,5	27,3	5,2	19,7	5,3	-	
(6) Hidrocarbonetos Totais	mg/L	ND	0,57	ND	2,89	3,86	89,28	6,17	ND	-	
(7) Alumínio	mg/L	26,8	84,4	1,8	76,3	77,6	3	42,3	5,9	0,2	
(7) Cádmio	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,02	ND	ND	0,005	
(7) Cálcio	mg/L	71	21	15,4	222	88	1579	12,2	26,8	-	
(7) Chumbo	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,32	ND	ND	0,01	
(7) Cobre	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,03	ND	ND	2	
(7) Ferro	mg/L	6,8	5,9	18	0,6	24,5	29	24,5	5,9	0,3	
(7) Magnésio	mg/L	52	5,3	13	56	47,4	33	10,7	31,7	-	
(7) Manganês	mg/L	1,4	3,1	0,23	9,4	9,2	9,9	4,5	0,5	0,1	
(7) Níquel	mg/L	ND	0,15	ND	0,15	0,11	0,25	0,1	ND	0,05	
(7) Potássio	mg/L	1,1	2,3	3,5	4,9	3,6	6,9	2,9	0,65	-	
(7) Sódio	mg/L	14,9	25	28	76,4	43,4	281	46	5,1	-	
(7) Zinco	mg/L	0,75	1,9	0,13	2,9	1,9	6	1,6	0,14	5	

* valores de referência para águas classe 1, 2 e 3 (CONAMA, 1992)

** valores de *background*

métodos de análise: (1) eletrometria; (2) potenciometria; (3) oximetria; (4) titulometria; (5) gravimetria; (6) cromatografia gasosa; (7) espectrofotometria de absorção atômica

Os dados apresentados na Tabela 4.5 mostram que a água subterrânea está contaminada pela maioria dos compostos inorgânicos que compõem a borra ácida. O alumínio, o ferro, o manganês e o níquel foram detectados em todas as amostras e suas concentrações estão acima dos valores de intervenção da CETESB.

Os metais magnésio, potássio, sódio também foram detectados em todos os pontos amostrados. A contaminação por zinco está abaixo dos valores de intervenção, com exceção do ponto PN-6. A contaminação por cádmio, chumbo e cobre ocorre apenas no poço de monitoramento PN-6 e as concentrações estão acima da referência para os elementos cádmio e chumbo. Os valores de resistividade elétrica assim como os valores de pH das amostras estão abaixo dos valores de *background*.

Em todas as amostras não foi detectada contaminação por cromo hexavalente, cromo trivalente, mercúrio, selênio, vanádio, e hidrocarbonetos de petróleo BTEX e HPA e por esta razão os resultados não foram apresentados na Tabela 4.5. A contaminação por hidrocarbonetos totais é verificada nos poços de monitoramento PN-4, PN-5 e PZ-6, sendo que no poço PN-6 a contaminação é pronunciada.

5 ANÁLISE GEOAMBIENTAL

5.1 HIDROGEOLOGIA E TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

Os dados fornecidos pelas sondagens SPT e os ensaios laboratoriais de caracterização dos solos mostraram que subsolo da área é composto por um perfil residual formado basicamente por três unidades estratigráficas. A granulometria das camadas é composta principalmente pelas frações argila e silte, os valores de atividade coloidal (IA) dos solos indicam que os mesmos possuem baixa capacidade de troca de cátions (CTC) e que os argilo-minerais preponderantes são a caolinita e a ilita. As amostras retiradas nas cotas mais profundas dos ensaios SPT apresentaram quantidades elevadas de argila, sugerindo que o substrato do perfil residual é composto por rocha sedimentar argilito.

A avaliação hidrogeológica da área sugere que a maior parte da recarga do aquífero processa-se através da infiltração direta e externa ao aterro de resíduos, a partir das precipitações. A água proveniente das chuvas entra, por infiltração, no sistema de água subterrânea nas zonas topograficamente mais altas e desce lentamente até as áreas de descarga. A água subterrânea, na área do Depósito 2, têm como zonas de descarga o córrego natural que drena a área, bem como o banhado localizado na área mais plana.

A Figura 5.1 apresenta, de uma forma simplificada, o regime hidrogeológico da área do aterro. O perfil estratigráfico idealizado na figura foi montado com base nas sondagens SPT-1, SPT-4 e SPT-B.

A recarga do aquífero com contaminantes ocorrerá após as precipitações, quando a água de percolação atravessa as valas com resíduo e migra em direção a zona saturada. Para níveis pluviométricos elevados, o nível d'água subterrâneo elevar-se-á consideravelmente, podendo deixar as valas com resíduos imersas em água.

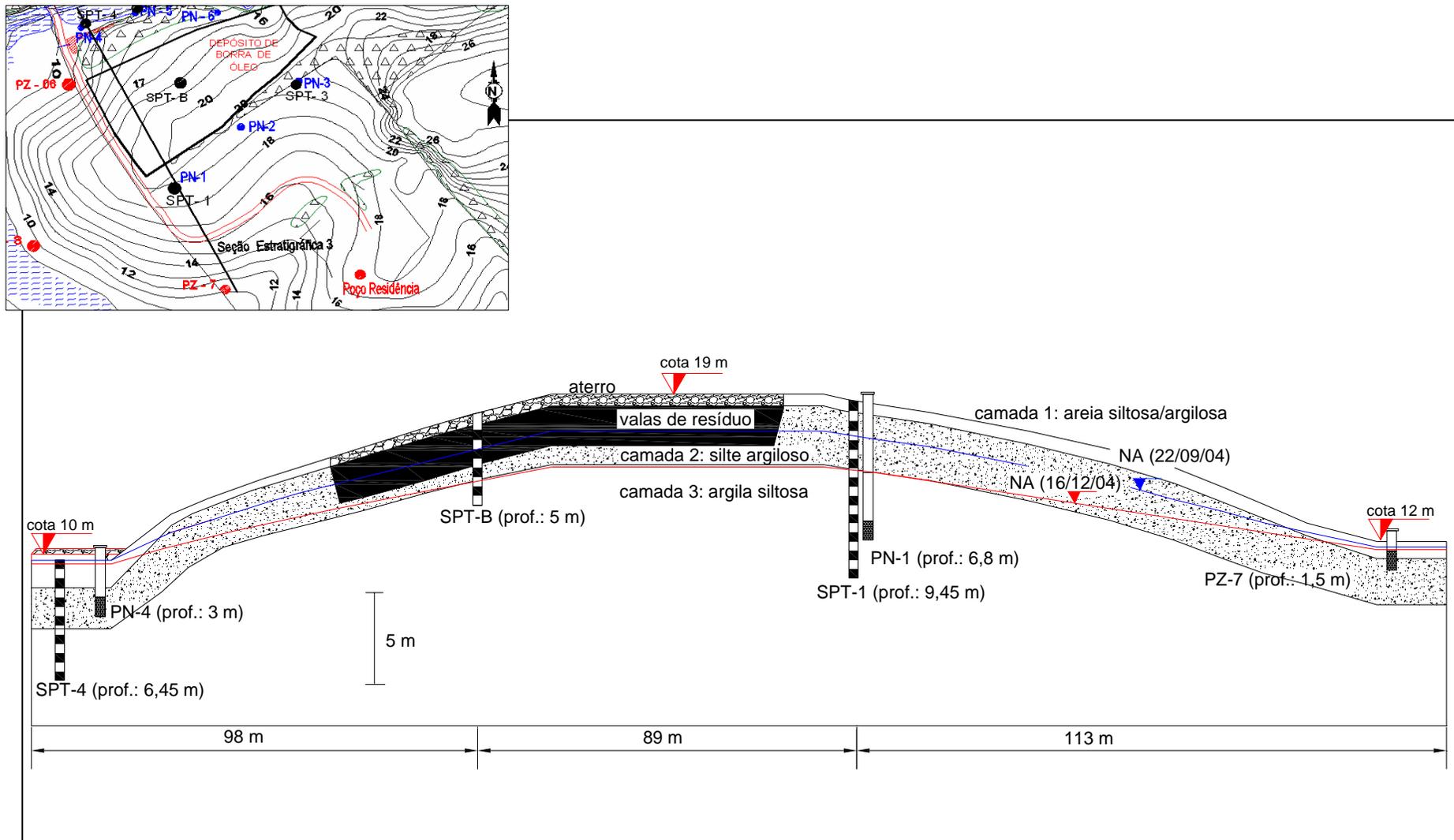


Figura 5.1: regime hidrogeológico da área

O resíduo borra ácida é bastante viscoso e adquiriu aspecto sólido após a deposição no aterro. O material lixiviado a partir das valas é constituído por uma mistura de compostos orgânicos com diferentes valores de massa específica, solubilidade e viscosidade. Nesta mistura também estão incluídos os compostos inorgânicos com alta solubilidade, como o ácido sulfúrico e os sais formados pelo íon sulfato, entre outras substâncias.

A migração da fração dissolvida dos compostos orgânicos NAPL poderá ocorrer principalmente por processos mecânicos de transporte como a advecção, que é proporcional a condutividade hidráulica e ao gradiente hidráulico (Hasan, 1996). Foi observado no Capítulo 3 (Tabela 3.6) que as camadas de solo da área possuem baixa condutividade hidráulica e por esse motivo é provável que os compostos orgânicos sejam retidos nos poros do solo, devido às forças de capilaridade que se desenvolvem ao longo da trajetória de migração, principalmente na zona não saturada. A baixa condutividade hidráulica dos solos contribui para a retenção dos compostos orgânicos nos poros do solo.

O transporte de compostos orgânicos ao longo do fluxo subterrâneo, portanto, ocorrerá quando a carga hidráulica a montante do depósito for suficiente para sobrepor as forças de capilaridade. Conseqüentemente, é provável que maiores quantidades de compostos NAPL dissolvidos sejam transportadas após níveis pluviométricos elevados, quando os gradientes hidráulicos gerados forem maiores. Os compostos orgânicos da borra ácida com maior peso molecular (e.g., HPA) podem ser imobilizados dentro da área da fonte devido à adsorção, enquanto que as frações leves poderão ser transportadas através da água infiltrada no solo em direção a zona saturada, onde posteriormente são transportadas para as zonas de descarga do fluxo subterrâneo. A parte retida, apesar de imóvel, poderá se dissolver lentamente e em pequenas quantidades na água que está fluindo ao seu redor. Parte dos componentes químicos podem ainda ser perdidos devido à degradação, por fatores bióticos ou abióticos.

A migração dos compostos miscíveis e ionizáveis como o ácido sulfúrico poderá ocorrer por distâncias maiores, já que estes podem ser transportados por difusão química. Neste processo, os contaminantes são transportados das zonas do subsolo de altas concentrações para as zonas de baixas concentrações, através da transferência iônica no meio aquoso (Hasan, 1996). A baixa condutividade hidráulica das camadas reduz a

velocidade do fluxo subterrâneo, principalmente em períodos poucos chuvosos, permitindo que o processo difusivo ocorra mais intensamente. É possível que o fluxo mássico devido à difusão seja maior que a velocidade do fluxo subterrâneo durante estes períodos.

5.2 ANÁLISE DA CONTAMINAÇÃO

A partir dos resultados das análises químicas e físico-químicas, reportados anteriormente na Tabela 4.5 (Capítulo 4), verifica-se que os parâmetros pH e resistividade elétrica da água subterrânea sofreram grandes alterações com relação ao *background* devido à presença de contaminantes lixiviados a partir das valas de resíduo. Estes parâmetros são alterados principalmente pelo ácido sulfúrico e os sais metálicos, conforme observado na Figura 5.2 através da relação entre a concentração de enxofre e o pH da água.

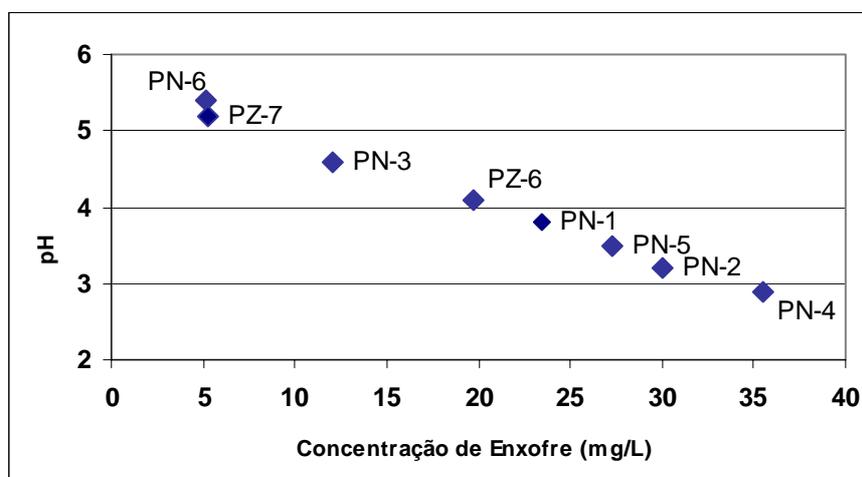


Figura 5.2: pH das amostras da água subterrânea em função da concentração de enxofre

A salinidade da água subterrânea é um indicativo das concentrações totais de compostos ionizáveis como ácidos, sais e hidróxidos, e é expressa em termos equivalentes de cloreto de sódio, em miligramas por litro. A Figura 5.3 mostra a redução da resistividade da água expressa como função da quantidade de compostos ionizáveis dissolvidos.

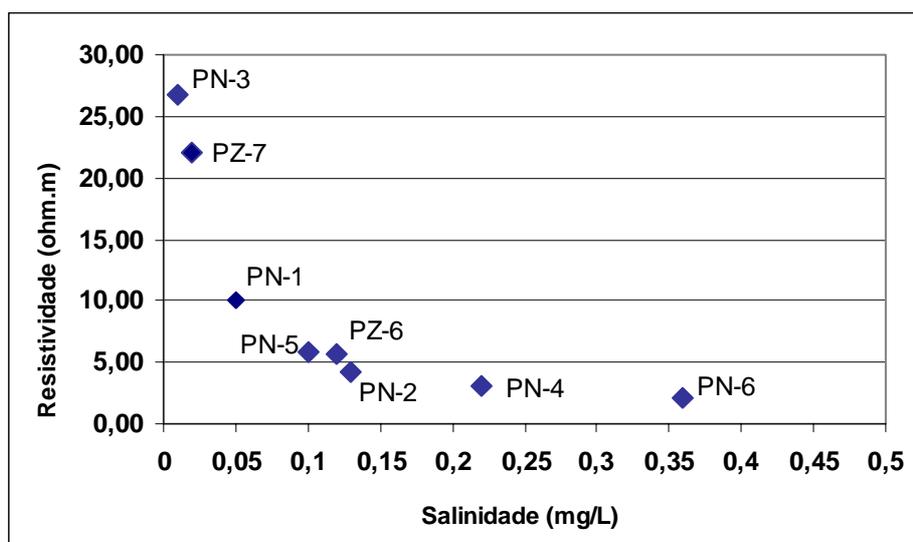


Figura 5.3: resistividade elétrica das amostras da água subterrânea em função da salinidade

A contaminação por metais atingiu níveis elevados, devido às altas concentrações de metais no resíduo, às características ácidas do meio que são geradas pela lixiviação de ácido sulfúrico e sais formados pelo ânion sulfato, e também pela baixa capacidade de retenção de cátions dos solos da área. O grande volume de borra oleosa ácida depositado na área constitui-se também um dos principais fatores responsáveis pelos altos níveis de contaminação do meio físico. Na maior parte dos pontos amostrados, as concentrações dos elementos alumínio, cádmio, ferro, manganês e níquel estão acima do limite de intervenção adotado pela CETESB (2001).

De um modo geral, observa-se que as concentrações de metais na água são proporcionais às quantidades destes no resíduo. O alumínio combinado com o ânion sulfato forma o sal sulfato de alumínio, que é altamente solúvel e conseqüentemente pode ser facilmente transportado pelo fluxo subterrâneo. O mesmo comportamento pode ser atribuído aos metais ferro, magnésio, manganês, níquel, potássio, sódio e zinco, cujos sais formados pela combinação com ácido sulfúrico são solúveis em solução aquosa (Ebbing, 1996).

Os laudos de caracterização do resíduo apresentados no Capítulo 3 (Tabelas 3.1, 3.2 e 3.3) mostram que o material possui teores elevados de zinco, sendo este liberado na água em quantidades superiores ao alumínio e ao ferro. Contudo, se observa que os

níveis de contaminação pelos últimos são superiores às concentrações de zinco, em todas as amostras. Sugere-se que o zinco, assim como o níquel, esteja sofrendo retenção na superfície de hidróxidos de ferro e manganês naturalmente presentes nos solo da área, ou formados pela combinação química dos elementos químicos da borra ácida com os compostos da água subterrânea. Pecebe-se na Tabela 4.5 que, na maioria das amostras, os teores de níquel e zinco são proporcionais às concentrações de manganês.

A precipitação química é outro processo que pode estar controlando a disponibilidade de zinco na água subterrânea. Se as quantidades de zinco liberadas pelo resíduo forem muito elevadas, é possível que o limite de saturação da água subterrânea pelo elemento seja atingida, causando a formação do precipitado.

A precipitação química também pode estar controlando a mobilidade dos elementos ferro, magnésio, potássio, e sódio, pois a quantidade destes metais no resíduo é elevada assim como o volume de borra oleosa ácida depositada.

As maiores concentrações de alumínio, com relação aos demais elementos, podem estar associadas diretamente à mineralogia dos solos da área. Os ensaios de caracterização indicaram que a caolinita é uns dos principais argilo-minerais que constituem a fração fina das camadas. Segundo Harrison & Mora (1996), sob condições ácidas ($\text{pH} \sim < 3$) o alumínio associado à caolinita pode se tornar solúvel na forma de Al^{+3} ou na forma de cátions de hidróxido de alumínio ($\text{Al}(\text{OH})^{2+}$). É possível, portanto, que o ácido sulfúrico liberado na água subterrânea esteja removendo o alumínio contido nos argilo-minerais do solo abaixo das valas de resíduo, sendo posteriormente transportado para as zonas de descarga do fluxo subterrâneo.

O metal cálcio foi detectado em quantidades relativamente elevadas em todos os pontos amostrados e pode estar presente na água como hidróxido de cálcio, que possui elevada solubilidade. Em entrevista realizada com a equipe técnica da empresa responsável pelo Depósito 2, foi constatado que no perímetro inferior do aterro foram construídas valas para deposição de borra neutralizada. A borra neutra é produzida através da adição da cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) à borra oleosa ácida.

Nos poços de monitoramento PN-4, PN-5 e PN-6 foram detectadas as maiores concentrações de cálcio, já que estes estão posicionados a jusante do setor do aterro que contém as valas com borra neutra. É provável que o poço de monitoramento PN-6 esteja

mais próximo a esta área do Depósito 2, pois as concentrações de cálcio na água são extremamente elevadas e os metais cádmio, cobre e chumbo foram detectados apenas neste ponto. Os maiores valores de salinidade e pH observados neste ponto são provavelmente devido às altas concentrações de hidróxido de cálcio dissolvidos na água subterrânea.

As amostras retiradas nos poços de monitoramento não acusaram contaminação pelos metais cromo hexavalente e trivalente, mercúrio, selênio, e vanádio, provavelmente devido à baixa concentração destes no resíduo, e também à menor quantidade com que estes metais são liberados na água subterrânea, conforme os laudos de caracterização da borra ácida.

Os valores de oxigênio dissolvido são semelhantes aos valores medidos na água subterrânea no ano de 2000, que foi de aproximadamente 1,8 mg/L. O baixo índice de oxigenação das amostras pode ser devido à reações de oxidação dos compostos inorgânicos e talvez à reações bióticas. É possível que os metais estejam presentes nas formas mais oxidadas como, por exemplo, o ferro, o cromo e o manganês. Os valores de OD das amostras não satisfazem a legislação CONAMA (1992) para as águas classe 1, 2 e 3.

Em todos os pontos amostrados não foi evidenciada contaminação por compostos orgânicos BTEX e HPA. É possível que os hidrocarbonetos HPA são retidos no solo abaixo do Depósito 2, em razão da baixa permeabilidade do meio, e ao maior peso molecular e menor solubilidade do fluido contaminante. Contudo, é difícil traçar um panorama mais refinado para a contaminação do subsolo por estes compostos, pois nos laudos de caracterização do resíduo não foi verificada a presença desta classe de hidrocarbonetos.

Com relação aos compostos BTEX, é possível que estejam concentrados na zona de oscilação do nível d'água subterrâneo, tanto na fase aquosa como na fase sólida (i.e., os LNAPL's estão retidos nos poros do solo). Todavia, as concentrações destes compostos no resíduo são muito baixas e, devido a isso, é provável que estes LNAPL's tenham sido esgotados na própria fonte de contaminação por processos abióticos como a volatilização. Isto pode ser evidenciado quando analisamos os dados do poço PN-6,

onde a concentração de hidrocarbonetos totais é elevada e não foram detectados os compostos BTEX.

A contaminação por hidrocarbonetos totais ocorre nos poços PN-2, PN-6, PN-5, PN-6 e PZ-6. A origem dos compostos orgânicos provavelmente está associada à parcela orgânica do resíduo mais solúvel e com menor peso molecular.

Nas Figuras 4.1 (Capítulo 4) e 5.1 percebe-se que os poços de monitoramento PN-4, PN-5 e PZ-6 estão posicionados em áreas de descarga do fluxo subterrâneo. A profundidade de amostragem da água subterrânea é de 3 m, na unidade estratigráfica 2. As altas concentrações de metais, enxofre e hidrocarbonetos totais nestes pontos são indícios de que a camada 2 funciona como um caminho preferencial para o fluxo de contaminantes, pois a condutividade hidráulica da unidade é maior (~ 100 vezes) em relação à camada 3.

Nos poços de monitoramento PN-1 e PN-3 não foram detectado hidrocarbonetos na água e a concentração presente na amostra do poço PN-2 é baixa. A profundidade de amostragem nestes pontos fica abaixo da zona de oscilação do nível d'água subterrâneo, onde provavelmente as frações orgânicas leves e pouco viscosas ficam concentradas. Neste sentido, seria necessária a execução de poços de monitoramento para a retirada de amostras de solo e água nesta região para verificar a presença de contaminantes.

Os menores níveis de contaminação pelos compostos analisados na água subterrânea ocorrem nos poços PN-3 e PZ-7, porém as concentrações dos metais alumínio, ferro e manganês ainda estão acima do limite de intervenção da CETESB (2001), e os valores de pH e resistividade estão abaixo dos valores de *background*.

5.3 CONE RESISTIVO E ANÁLISES QUÍMICAS

Na Tabela 5.1 são apresentados os valores de resistividade obtidos pelos ensaios de RCPT nas profundidades de amostragem da água subterrânea, conjuntamente os valores de *background* das camadas de solo, bem como os dados sobre a contaminação da água em cada ponto analisado.

Tabela 5.1: comparação entre os resultados dos ensaios RCPT e análises químicas e físico-químicas da água subterrânea.

Ensaio RCPT	Prof. de amostragem (m)	Resistividade Background (ohm.m)	Resistividade (ohm.m)	Resistividade Água Subterrânea (ohm.m)	Salinidade (mg/L)	pH	Enxofre total (mg/L)
RCPT-1	6,8	8 (camada 3)	15	10,05	0,05	3,8	23,5
RCPT-2	10	20 (camada 3)	10	4,29	0,13	3,2	30
RCPT-3	10	20 (camada 3)	10	26,74	0,01	4,6	12
RCPT-4	3	190 (camada 2)	20	3,02	0,22	2,9	35,5
RCPT-5	3	190 (camada 2)	75	5,09	0,1	3,5	27,3

Percebe-se na Tabela 5.1 que os dados fornecidos pelos ensaios de cone resistivo são consistentes com resultados das análises químicas e físico-químicas na água subterrânea. O contraste resistivo na camada 2 é maior no local do ensaio RCPT-4, onde verifica-se que os níveis de contaminação são maiores que no local do ensaio RCPT-5, onde os valores de resistividade da camada 2 são maiores. Nos ensaios RCPT-2 e RCPT-3 os valores de resistividade da camada 3, na zona de amostragem da água, são aproximadamente iguais, embora a quantidade de poluentes no local do ensaio RCPT-2 seja maior. O aumento dos níveis de contaminação da água subterrânea, do local do ensaio RCPT-3 para o local do ensaio RCPT-2, não reduziu a resistividade da camada 3 na mesma proporção. Acredita-se que devido às maiores quantidades de argila nas porções inferiores da camada 3, a resistividade do solo é pouco alterada pela presença de contaminantes dissolvidos na água intersticial, até a uma determinada concentração. É preciso que os níveis de contaminação na água sejam muito elevados para reduzir a resistividade da camada 3 a valores inferiores aos observados nos locais dos ensaios RCPT-2 e RCPT-3.

Pelo resultado do ensaio RCPT-1 não é possível identificar a existência de contaminantes na camada 3, através da comparação com a vertical resistiva de *background* na profundidade de amostragem da água subterrânea. Entretanto, as análises químicas revelam a presença de contaminação na água nesta região.

Os resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-1, RCPT-2, RCPT-3, RCPT-A e RCPT-B, realizados no mês de dezembro, foram agrupados na Figura 5.4, onde também constam os perfis estratigráficos de cada local analisado.

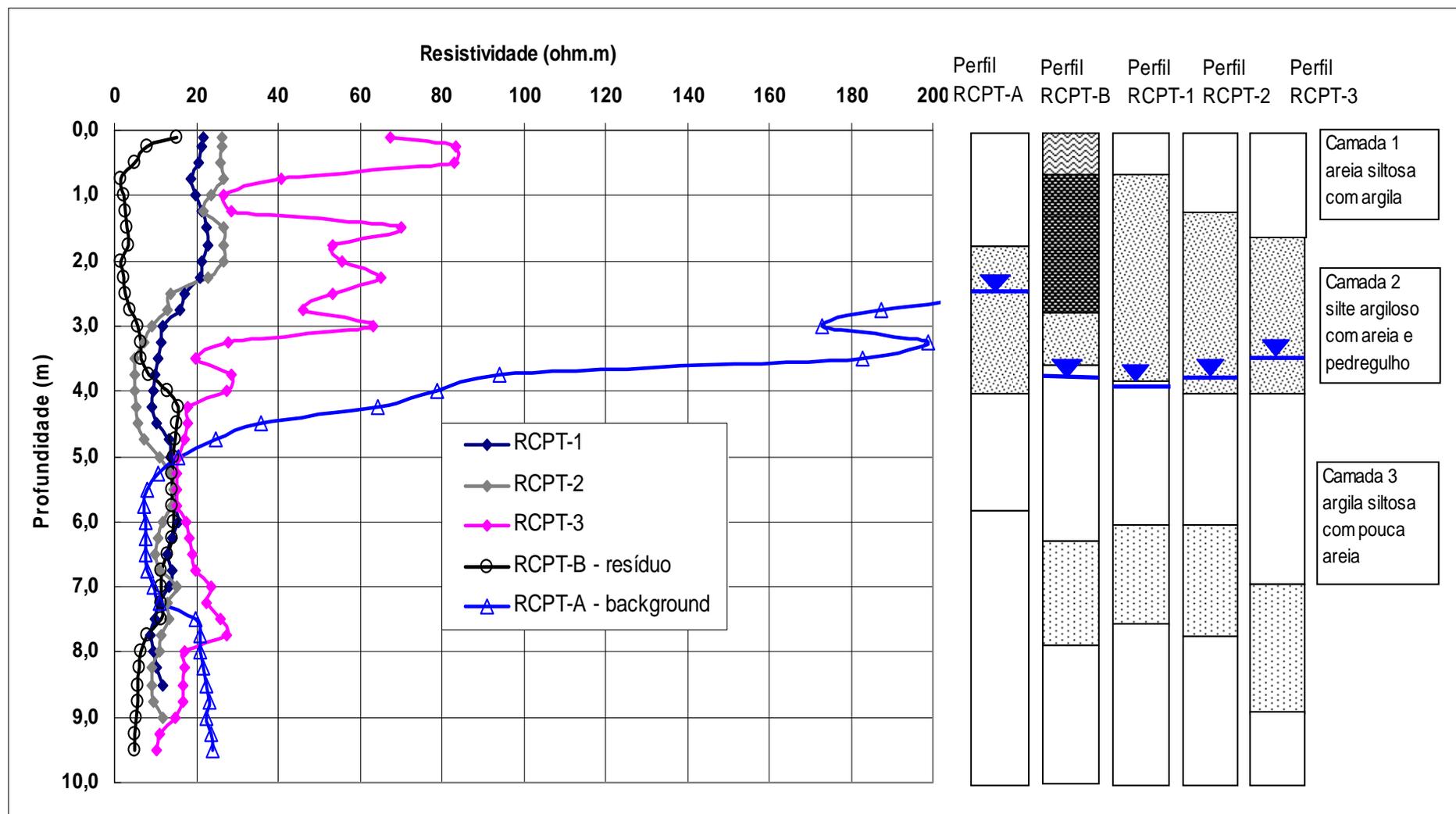


Figura 5.4: comparação dos ensaios de cone resistivo RCPT-1, RCPT-2, RCPT-3 e RCPT-B (realizados em dezembro)

Os ensaios RCPT-1, RCPT-2 e RCPT-3 foram realizados em locais a jusante no eixo de drenagem do fluxo subterrâneo, que incide diretamente nas valas de resíduo durante a recarga do aquífero pelas precipitações. É possível observar que os maiores contraste resistivos ocorrem entre 2,5 e 5 m de profundidade, onde provavelmente o fluxo subterrâneo descarrega os contaminantes lixiviados a partir das valas de resíduo. Nesta região, os níveis de contaminação são elevados, pois os valores de resistividade medidos nas verticais resistivas são da mesma ordem de grandeza dos valores medidos no ensaio RCPT-B, entre 3 e 5 m de profundidade.

No local do ensaio RCPT-3, os níveis de contaminação aparentemente são menores, conforme pode ser visualizado na Figura 5.4. Entre 2,5 e 4,7 m os valores de resistividade são maiores do que nos locais dos ensaios RCPT-1 e RCPT-2 e a partir da cota 4,7 m os valores são aproximadamente iguais até a cota 6 m, sendo, portanto, um indício de que a contaminação nesta zona seja mais intensa com relação às outras porções do subsolo. O local onde o ensaio RCPT-3 foi realizado (ver Figura 4.13, Capítulo 4) está posicionado a montante de uma zona de recarga do fluxo subterrâneo, localizada a cerca de 100 m a leste. É provável que o fluxo subterrâneo tenha parte de suas vazões alimentada pela água proveniente desta região, onde conseqüentemente as concentrações de contaminantes no subsolo são menores.

Embora não seja possível estabelecer o contraste resistivo entre os resultados dos ensaios RCPT-1, RCPT-2 e RCPT-3 com o *background*, entre 5 e 7,3 m de profundidade, para verificar o nível de contaminação nesta região, pode-se observar através da comparação com o resultado do ensaio RCPT-B que os níveis de contaminação nesta zona são elevados. A amostra da água subterrânea retirada na cota 6,8 m no local da sondagem RCPT-1 apresentou níveis elevados de contaminação por metais e ácido sulfúrico. A partir da profundidade 7,5 m os contraste resistivos indicam que o grau de contaminação no trecho mais profundo da camada 3 é menor. Na vertical RCPT-3 as diferenças com relação ao *background* são menores do que nas verticais RCPT-1 e RCPT-2. Por fim, análise conjunta das verticais RCPT-1, RCPT-2 e RCPT-3 mostra que no subsolo onde a vertical RCPT-2 foi realizada a contaminação é mais intensa, já que os contrastes resistivos ao longo do ensaio são maiores.

Na Figura 5.5 os ensaios de cone resistivo RCPT-4, RCPT-4-5, RCPT-5 são comparados com o *background* e o ensaio RCPT-B realizado na vala de resíduo.

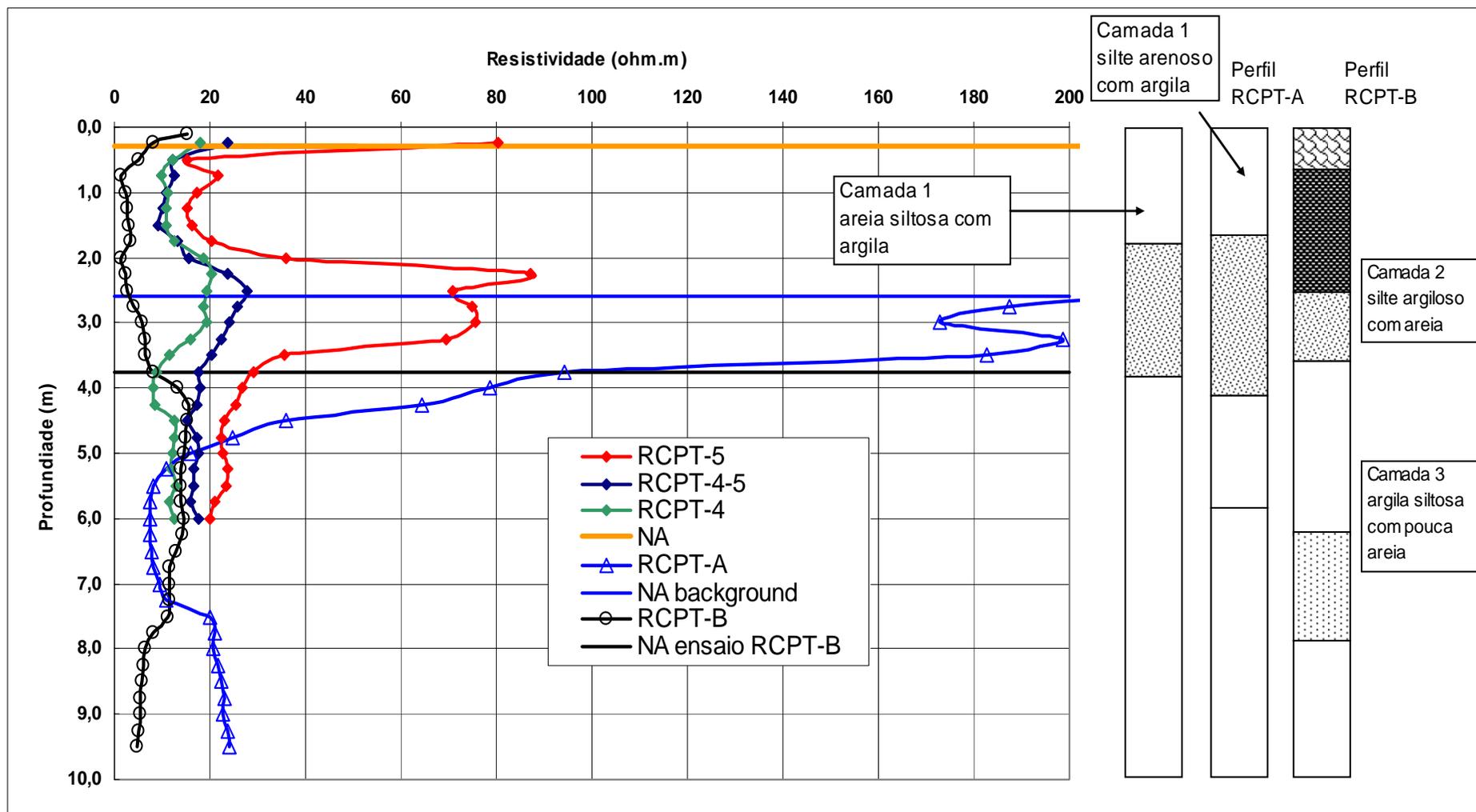


Figura 5.5: comparação dos resultados dos ensaios de cone resistivo RCPT-4, RCPT-5 e RCPT-4-5 (realizados em setembro) com o *background* e o ensaio RCPT-B (resíduo)

Ao confrontarmos os resultados dos ensaios RCPT-4, RCPT-4-5 e RCPT-5 com os dos do *background* pode-se delinear as anomalias associadas à contaminação até o trecho inicial da camada 3, entre 4 e 5 m de profundidade. A partir da cota 5 m não é possível identificar, por comparação direta com a vertical de *background*, as zonas contaminadas, devido ao fato que os valores de referência são da mesma ordem de grandeza dos locais contaminados.

A contaminação na camada 2 é elevada pois os contrastes resistivos são elevados e as análises químicas mostram que a água subterrânea nesta camada apresenta índices elevados de contaminação por metais e ácido sulfúrico. Na camada 3 o grau de alteração química da água e do solo tende a ser tão elevado quanto na camada 2, pois ao se comparar os resultados das verticais resistivas com o resultado da sondagem RCPT-B pode-se verificar que os valores de resistividade da camada 3 são da mesma ordem de grandeza dos valores medidos no subsolos abaixo da valas de resíduo, entre 4 e 6m de profundidade.

Observa-se assim uma zona fortemente contaminada no topo da camada 3, de aproximadamente 1 m de espessura, entre as cotas 4 e 5 m. Nesta zona é possível que ocorra percolação dos contaminantes que são transportados ao local através da camada 2, cujo teor de areia elevado induz a um fluxo predominantemente horizontal. Se compararmos os resultados dos ensaios RCPT-4, RCPT-4-5 e RCPT-5 é possível identificar que os níveis de contaminação no local da vertical RCPT-4 são maiores, pois os valores de resistividade ao longo do perfil são inferiores aos valores medidos nas demais verticais de RCPT realizadas na área de banhado.

Na camada 1, a baixa umidade do solo no local do *background* constitui-se no principal fator que determina a elevação dos valores de resistividade. A condição não saturada do solo dificulta a comparação dos dados da zona contaminada com relação à área adotada como *background*.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos dados levantados nesta investigação geoambiental, as seguintes considerações são apresentadas:

- O subsolo da área é formado por um perfil de solo residual originado a partir de rocha sedimentar argilito. Os solos são constituídos essencialmente pelas frações argila e silte, onde a fração argila cresce com a profundidade, podendo atingir teores da ordem de 80%. Os argilo-minerais que compõem os solos possuem baixo índice de atividade coloidal (IC), sugerindo que estes possuem baixa capacidade de troca de cátions.
- O resíduo borra ácida depositado no aterro possui grandes quantidades de metais, além de conter ácido sulfúrico. Estes compostos químicos são liberados na água subterrânea em quantidades elevadas e são os principais contaminantes responsáveis pelo comprometimento da qualidade da água subterrânea e superficial da área investigada.
- Os parâmetros físico-químicos pH, salinidade e resistividade elétrica são bons indicadores de contaminação da água subterrânea uma vez que são sensíveis às alterações químicas da água devido à inclusão dos poluentes lixiviados a partir do resíduo. Os compostos químicos adicionados nas análises também são adequados para avaliação da qualidade da água, com destaque para o enxofre, alumínio, cálcio, ferro, magnésio e manganês.
- A recarga do aquífero ocorre principalmente após precipitações. O transporte dos contaminantes até a zona saturada é devido à água de infiltração que atravessa as valas de resíduo. O fluxo subterrâneo tem como zonas de descarga os córregos coletores e as áreas de banhado adjacentes ao Depósito 2.
- A baixa capacidade de retenção de cátions dos solos, a elevada concentração de alguns metais no resíduo e a quantidade com que estes são liberados na água de infiltração, além da acidez da água subterrânea causada pela lixiviação de ácido sulfúrico, são provavelmente os principais fatores que contribuíram para as altas concentrações dos contaminantes inorgânicos na água subterrânea da área. Os níveis de contaminação

pelos metais detectados ultrapassaram, na grande maioria, os valores de referência adotados.

- A contaminação da água subterrânea pela fração orgânica do resíduo ocorre provavelmente pelos compostos orgânicos com maior solubilidade, pois devido à baixa condutividade hidráulica dos solos e ao regime hidrogeológico da área, a retenção dos compostos menos solúveis é mais intensa.
- O resíduo borra oleosa ácida depositado na área possui resistividade muito baixa e o material lixiviado a partir deste, reduz a resistividade do conjunto solo-fluído intersticial das camadas de solo da área.
- Os ensaios de cone resistivo indicaram a existência de uma região altamente contaminada na zona de oscilação do nível d'água subterrâneo no subsolo a montante do aterro de resíduos industriais. Esta região possui entre 2,5 e 3 m de espessura e produziu contrastes resistivos elevados e da mesma ordem de grandeza dos valores observados no subsolo abaixo das valas de resíduo, onde provavelmente os níveis de contaminação são extremamente elevados.
- O local de *background* forneceu valores de resistividade considerados adequados para a identificação de anomalias associadas à contaminação. Todavia, os valores de referência não possibilitaram a definição dos contrastes resistivos entre as cotas 5 e 7,5 m, pois os valores de resistividade de *background* ficam abaixo dos valores observados nos locais contaminados. Acredita-se que devido a maior quantidade de argila contida no solo nesta região, com relação aos perfis contaminados, seja o principal fator responsável pelos menores valores de resistividade.
- Nas cotas mais profundas do subsolo, a contaminação produziu contrastes resistivos menores do que nas zonas superficiais, em razão das menores quantidades de contaminantes (porém ainda elevadas) e também devido a maior quantidade de argila contida no maciço.
- As diferenças entre os valores de resistividade medidos nas duas campanhas de ensaios de RCPT sugerem que os níveis contaminação aumentaram na zona não saturada e no topo da zona saturada, no subsolo a montante do depósito. Esta informação mostra que depósito de resíduos funciona como uma fonte intermitente de

contaminação do meio físico, pois a recarga do aquífero com contaminante está condicionada, em parte, ao regime pluviométrico da região.

- A geofísica de superfície aplicada nos trabalhos de investigação de 2003 (onde foi utilizada a configuração de eletrodos Schlumberger) acusou valores elevados de resistividade para o resíduo depositado, que não foram verificados na sondagem de RCPT realizada na vala de resíduo. Nas zonas superficiais (< 5m) do subsolo, os valores de resistividade fornecidos pela geofísica foram maiores do que os dados obtidos pelos ensaios de RCPT. A compatibilidade entre os resultados produzidos pelas duas técnicas foi observada apenas a partir da profundidade 6 m, na unidade estratigráfica 3.
- No local de *background* os valores de resistividade medidos pelo cone resistivo apresentam concordância satisfatória dos valores medidos pela geofísica superficial realizada no ano de 2000, onde foi empregada a configuração de eletrodos Wenner.
- Os dados fornecidos pelo cone resistivo sobre a contaminação do subsolo são consistentes com os resultados das análises químicas e físico-químicas da água subterrânea. De um modo geral, a magnitude dos contrastes resistivos na zona de amostragem da água subterrânea é proporcional aos níveis de contaminação medidos nas amostras.

Como recomendações para trabalhos futuros a serem realizados na área investigada e também com relação ao emprego do cone resistivo e da geofísica superficial por eletro resistividade na investigação geoambiental, sugere-se:

- A inclusão de parâmetros químicos e físico-químicos adicionais nas próximas campanhas de amostragem da água subterrânea como cloretos, óleos e graxas, DBO, DQO e potencial redox. A incorporação destes indicadores nas análises poderia contribuir para um parecer mais preciso da contaminação e também para confirmar algumas das hipóteses levantadas sobre a contaminação da água subterrânea.
- A instalação de pelo menos um poço de monitoramento no local do ensaio de cone resistivo RCPT-A para a obtenção dos valores de referência para os parâmetros químicos e físico-químicos analisados na água subterrânea. Os valores de intervenção

da CETESB adotados nas análises são bons balizadores, porém é importante que obtenham os níveis de referência para cada caso estudado.

- A análise mineralógica da fração fina dos solos com vistas ao estudo dos argilo-minerais. Propõe-se a determinação direta da capacidade de troca de cátions dos argilo-minerais e a verificação da ocorrência natural de alguns dos metais que compõem os resíduos depositados na área, nos solos da área.
- A retirada de amostras de água e solo na zona não saturada e no topo da zona saturada no subsolo, a montante do aterro, para análises químicas e físico-químicas com vistas à verificação da presença de contaminantes. Este procedimento busca apurar algumas das hipóteses traçadas a partir dos resultados das verticais resistivas. Recomenda-se também o aumento da frequência de amostragem da água subterrânea para verificar possíveis variações dos níveis de contaminação que possam estar condicionadas ao regime climático da área.
- Sugere-se também a execução de verticais de cone resistivo simultaneamente a realização de sondagens resistivas com a geofísica de superfície. Através disso espera-se realizar uma análise comparativa mais precisa, pois alguns dos parâmetros que controlam a resistividade do conjunto solo-fluido intersticial não estariam sujeitos a variações ligadas ao regime climático da região. As diferenças que por ventura surgissem nos resultados produzidos seriam unicamente devido à características inerentes às ferramentas de investigação como por exemplo, o tipo de configuração de eletrodos e o método de interpretação utilizado no tratamento dos dados geofísicos.
- A realização de novos ensaios de campo e laboratório para uma caracterização hidrogeológica mais apurada das unidades estratigráficas. Estas informações serviriam de base para a montagem de simulações numéricas do fluxo subterrâneo da área e do transporte dos contaminantes.

7 REFERÊNCIAS

ALLOWAY, B. J.; AYRES, D.C. Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic & Professionals, London, 1993, 291 p.

ATEKWANA E. A.; SAUCK W. A.; WERKEMA JR D. D. Investigations of Geoelectrical Signatures at a Hydrocarbon Contaminated Site. *Journal of Applied Geophysics*, 44, 2000, p. 167-180.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004: Resíduos Sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004: Resíduos Sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.005: Lixiviação de Resíduos: procedimento. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.006: Solubilização de resíduos: procedimento. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6457: Amostra de Solo – Preparação para Ensaio de Compactação e Ensaio de Caracterização. Rio de Janeiro, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6459: Determinação do Limite de Liquidez. Rio de Janeiro, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7180: Determinação do Limite de Plasticidade. Rio de Janeiro, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7181: Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6508: Grãos de Solo que Passam na Peneira de 4,8 mm – Determinação da Massa Específica. Rio de Janeiro, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6502: Rochas e Solos: terminologia. Rio de Janeiro, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6484. Solo - Sondagens de Simple Reconhecimento com SPT: método de ensaio. Rio de Janeiro, 2001.

BENSON, R.C. Remote Sensing and Geophysical Methods for Evaluation of Subsurface Conditions. *Practical Handbook of Ground-Water Monitoring*. Edited by David M. Nielsen, Lewis Publisher, Chelsea, Michigan, 1991, 717 p.

BOULDING, J. R.; BARCELONA, M. J. Geochemical Sampling of Subsurface Solids and Ground Water Characterization of Water Movement in the Saturated Zone. Seminar

Publication - Site Characterization for Subsurface Remediation. EPA/625/4-91/026, USEPA, 1991, 268 p.

CAMPANELLA, R. G.; WEEMEEES, I. Development and Use of an Electrical Resistivity Cone for Groundwater Contamination Studies. Proceedings, 42, Canadian Geotechnical Conference, Winnipeg, 1989, p.1-11.

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL). Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo. São Paulo, 2001, 232 p.

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL). Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, São Paulo, 1999, 389 p.

CONAMA (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE). Resoluções CONAMA, Brasília. 1984 a 1992, 245 p.

DAVIS, H.; JEHN, J. L.; SMITH, S. Monitoring Well Drilling, Soil Sampling, Rock Coring, and Borehole Logging. Practical Handbook of Ground-Water Monitoring. Edited by David M. Nielsen, Lewis Publisher, Chelsea, Michigan, 1991, 717 p.

DALTON, G.; HUNTSMAN, B. E.; BRADBURY, K. Acquisition and Interpretation of Water-Level Data. Practical Handbook of Ground-Water Monitoring. Edited by David M. Nielsen, Lewis Publisher, Chelsea, Michigan, 1991, 717 p.

DE LIMA, O. A. L.; SATO, H. K.; PORSANI, M. J. Imaging Industrial Plumes with Resistivity Techniques. Applied Geophysics, v. 34, 1995, p. 93-108.

EBBING, D. D. Química Geral v. 1. LTC, Rio de Janeiro, 1998, p. 569.

EBBING, D. D. Química Geral v. 2. LTC, Rio de Janeiro, 1998, p. 575.

FAUST C. R.; MONTROY M. O. How to Effectively Recover Free Product at Leaking Underground Storage Tank Sites: A guide for state regulators. EPA/510/R/96/001, USEPA, 1996.

FETTER, C. W. Contaminant Hydrology. Macmillan Publishing Co, New York, NY, 1999, 498 p.

FILHO, C. L. M. Introdução à Geologia de Engenharia. Editora da UFSM, Santa Maria, 1997, 284 p.

FUKUE, M.; MINATO, T.; MATSUMOTO, M.; HORIBE, H.; TAYA, N. The micro-structures of clay given by resistivity measurements. Engineering Geology, v. 54, 1999, p. 43-53.

FUKUE, M.; MINATO, T.; MATSUMOTO, M.; HORIBE, H.; TAYA, N. Use of a resistivity cone for detecting contaminated soil layers. Engineering Geology, v. 60, 2001, p. 361-369.

GAMERMANN, N. Formação Rosário do Sul. 1970, p. 90. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Pesquisas do Instituto de Geociências, Porto Alegre.

GALLAS, J. D. F. Principais Métodos Geolétricos e suas Aplicações em Prospecção Mineral, Hidrogeologia, Geologia de Engenharia e Geologia Ambiental. 2000, p. 174. Tese (Doutorado em Geologia) - Universidade Estadual Paulista. Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro.

GIACHETI, H.L.; ELIS, V.R.; ZUQUETTE, L.V.; ESQUIVEL, E. R.; HAMANDA, J. Perspectivas de Aplicação de Técnicas Combinadas para Investigação e Caracterização Geoambiental. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental Subseção Bauru, Pesquisas Científicas, 1999, 15 p. (obtido em <http://www.abes-bauru.org.br/biblioteca.htm>).

GIAO, P.H.; CHUNG, S.G.; KIM, D.Y.; TANAKA, H. Electric Imaging and Laboratory Resistivity Testing for Geotechnical Investigation of Pusan Clay Deposits. *Journal of Applied Geophysics*, 52, 2003, p. 157- 175.

HARRISON, R. M.; MORA, S. J. *Introductory Chemistry for the Environmental Sciences*. Cambridge University Press, New York, NY, 1996, 373 p.

HASAN, S. E. *Geology and Hazardous Waste Management*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 1996, 387 p.

INFORMATIVO ABAS (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS). Vantagens da Água Subterrânea - <http://www.abas.org> - Internet, 2003.

KOPPE, J. C. Caracterização Geotécnica e Análise Estatística de Um Solo Residual da Formação Rosário do Sul na Região do III Pólo Petroquímico. 1982, 116 p. (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. CPGEC, Porto Alegre.

LABUNSKA, I.; SANTILLO, D.; JOHNSTON, P.; STRINGER, R.; STEPHENSON, A. Heavy Metals and Organic Contaminants in the Vicinity of the Teshima Island illegal Dumpsite, Kagawa Prefecture. 2000, Japan. Greenpeace Research Laboratories, Technical Note.

LABUNSKA, I.; SANTILLO, D.; JOHNSTON, P.; STRINGER, R.; STEPHENSON, A. Poluição por Metais e Compostos Orgânicos Associada à Unidade da Bayer em Belford Roxo. 2000, Brasil. Greenpeace Research Laboratories, Technical Note.

LAMBE, T. W., WHITMAN, R. V. *Soil Mechanics*. John Wiley and Sons, New York, NY, 1969, 552 p.

MANAHAN, S. E. *Fundamentals of Environmental Chemistry*. CRC Press, Boca Raton, Flórida, 2001, 993 p.

MCLEAN, J. E.; BLEDSOE, B. E. Behavior of Metals in Soils. EPA/540/S-92/018, USEPA, 1992, 24 p.

MERCER, J. W.; COHEN, R. M. A Review of Immiscible Fluids in the Subsurface: Properties, Models, Characterization, and Remediation. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 6, 1990, p. 107-163.

MERCER, J. W.; SPALDING, C. P. Characterization of the Vadose Zone. Seminar Publication - Site Characterization for Subsurface Remediation. EPA/625/4-91/026, USEPA, 1991, 268 p.

- MERCER, J. W.; SPALDING, C. P. Methods for Subsurface Characterization. Seminar Publication - Site Characterization for Subsurface Remediation. EPA/625/4-91/026, USEPA, 1991, 268 p.
- MICHELL, J. K. Fundamentals of Soil Behavior. John Wiley and Sons, New York, NY, 1976, 422 p.
- MIRANDA NETO, M. I. Investigação Geoambiental em Área de Mangue na Baía de Guanabara Contaminada com Resíduos Industriais. 2003, 166 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. COPPE, Rio de Janeiro.
- NACCI, D.; SCHNAID, F.; GAMBIM, R. L. Propriedades Elétricas de Solos Contaminados. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental - REGEO, 2003. Porto Alegre.
- NACCI, D.; SCHNAID, F.; ALMEIDA, M. S. S.; COUTINHO, R. Q. Perspectivas de Aplicação do Cone Resistivo. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental REGEO, 2003. Porto Alegre.
- NEWELL C. J; ACREE S.D.; ROSS R. R.; HULING S. G. Light Non-aqueous Phase Liquids. EPA/540/S-95/500, USEPA, 1995, 28 p.
- PACHECO, O. P. Ensaio com Cone Resistivo em Solos Saturados. 2004, 168 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. COPPE, Rio de Janeiro.
- PICARELLI, S. Avaliação da Contaminação de Solos por Hidrocarbonetos e Metais Pesados em Diques de Contenção. 2003, 107 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. PPGEM, Porto Alegre.
- PINHEIRO, R. J. B. Estudo do Comportamento Geomecânico de Perfis Oriundos de Rochas Sedimentares da Formação Rosário do Sul. 1991, 147 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. CPGEC, Porto Alegre.
- PINTO, C. S. Curso Básico de Mecânica de Solos em 16 aulas. Oficina de Textos, São Paulo, 2000, 247 p.
- PRESLO, L. M.; STONER, D. W. The Overall Philosophy and Purpose of the Site Investigations. Practical Handbook of Ground-Water Monitoring. Edited by David M. Nielsen. Lewis Publisher, Chelsea, Michigan, 1991, 717 p.
- PROJETO RADAMBRASIL. Folha SH. 22 Porto Alegre e Parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro, IBGE, 1986, 796p.
- REYNOLDS, J. M. An Introduction to Applied and Environmental Geophysics. John Wiley and Sons, New York, NY, 1997, 750 p.
- ROBERTSON, P. K. Geo-environmental Investigation, Characterization and Monitoring using Penetration Techniques. Anais do Simpósio Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 1998. São Paulo.

SANTOS, A. H. P. Simulação Composicional para Transporte de Hidrocarbonetos em Aquíferos. 1998, 132 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade Estadual de Campinas. PGEM, Campinas.

SARA, M. N. Ground-Water Monitoring System Design. Practical Handbook of Ground-Water Monitoring. Edited by David M. Nielsen, Lewis Publisher, Chelsea, Michigan, 1991, 717 p.

SAUCK, W.A. A Model for the Resistivity Structure of LNAPL Plumes and their Environs in Sandy Sediments. Journal of Applied Geophysics, v. 44, 2000, p. 151-165.

SCHNAID, F. Ensaios de Campo e suas Aplicações à Engenharia de Fundações. Oficina de Textos, Porto Alegre, 2000, 189 p.

SCHNEIDER, R. L.; MULHMANN, H.; TOMASI, E.; MEDEIROS, R.A.; DAEMON, R. F.; NOGUEIRA, A. A. Revisão Estratigráfica da Bacia do Paraná. Congresso Brasileiro de Geologia, 28, 1974, Anais v 1, p. 41-49. Porto Alegre.

SEVEE, J. Methods and Procedures for Defining Aquifer Parameters. Practical Handbook of Ground-Water Monitoring. Edited by David M. Nielsen, Lewis Publisher, Chelsea, Michigan, 1991, 717 p.

SIMS, R. C.; SIMS, J. L. Integrating Site Characterization with Subsurface Remediation. Seminar Publication - Site Characterization for Subsurface Remediation. EPA/625/4-91/026, USEPA, 1991, 268 p.

SOARES, M. C. C. Avaliação Geoambiental da Bacia Hidrográfica do Arroio do Salso - Porto Alegre, RS. 2002, 100 p. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Geociências, Porto Alegre.

USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. National Recommended Water Quality Criteria. EPA-822-R-02-047, 2002, 36 p.

VARGAS, M. Introdução à Mecânica dos Solos. MacGraw-Hill, São Paulo, 1978, 509 p.

Anexo 1: composição granulométricas das amostras de solo obtidas nas sondagens SPT

SPT-1	Argila (%)	Silte (%)	Areia fina (%)	Areia média (%)	Areia grossa (%)	Soma Areia (%)	Pedregulo (%)
0,45	28	33	17	16	6	39	0
1,45 - 2,45	32	22	13	10	7	30	16
3,45	38	44	12	6	0	18	0
4,45	57	36	5	1	1	7	0
5,45	59	37	2	1	1	4	0
6,45	43	33	6	4	14	24	0
7,45	44	45	4	5	2	11	0
8,45	-	-	-	-	-	-	-
9,45	81	15	2	2	0	4	0
SPT-3	Argila (%)	Silte (%)	Areia fina (%)	Areia média (%)	Areia grossa (%)	Soma Areia (%)	Pedregulo (%)
0,45	29	28	24	15	4	43	0
2,45	29	32	17	17	5	39	0
3,45	24	32	7	6	3	16	28
4,45	51	39	5	3	2	10	0
5,45	72	25	2	1	0	3	0
6,45	62	34	2	1	1	4	0
7,45	57	31	3	4	5	12	0
8,45	35	20	4	19	22	45	0
9,45	70	22	7	1	0	8	0
10,45	72	27	1	0	0	1	0
SPT-A Background	Argila (%)	Silte (%)	Areia fina (%)	Areia média (%)	Areia grossa (%)	Soma Areia (%)	Pedregulo (%)
0,45	16	55	15	11	3	29	0
1,45	19	49	20	10	2	32	0
2,45	26	49	16	7	2	25	0
3,45	37	36	16	9	2	27	0
4,45	64	26	8	2	0	10	0
5,45	66	27	6	1	0	7	0
6,45	74	19	6	1	0	7	0
7,45	78	19	2	1	0	3	0
SPT-4	Argila (%)	Silte (%)	Areia fina (%)	Areia média (%)	Areia grossa (%)	Soma Areia (%)	Pedregulo (%)
0,45	17	39	21	18	5	44	0
1,45	22	38	22	14	4	40	0
2,45 - 3,45	36	37	14	11	2	27	0
4,45	55	30	7	5	3	15	0
5,45 - 6,45	56	33	9	2	0	11	0
SPT-5	Argila (%)	Silte (%)	Areia fina (%)	Areia média (%)	Areia grossa (%)	Soma Areia (%)	Pedregulo (%)
0,45	16	37	24	17	6	47	0
1,45	23	39	20	12	6	38	0
2,45	33	36	17	11	3	31	0
3,45	34	35	17	12	2	31	0
4,45	58	36	5	1	0	6	0
5,45	54	40	6	0	0	6	0
6,45	53	42	5	0	0	5	0