



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

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL DOS RECURSOS HÍDRICOS, SOLOS E
SEDIMENTOS NA ÁREA DE ABRANGÊNCIA DO DEPÓSITO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS DO AURÁ – BELÉM - PA.**

TESE APRESENTADA POR

GUNDISALVO PIRATOBA MORALES

Como requisito parcial à obtenção do Grau de Doutor em
Ciências na Área de GEOQUÍMICA E PETROLOGIA.

Data de Aprovação: 27 de março de 2002.

Comitê de Tese:

NORBERT FENZL (Orientador)

ANTÔNIO CARLOS FELICE NICOLA SAVERIO TANCREDI

JOHN EDMUND LEWIS MADDOCK

LUIZ MARIO QUEIROZ LIMA
WATERLOO NAPOLEÃO DE LIMA

A meu filho **Manuel Alejandro** e a **Maria del Carmen** pelo apoio e estímulo permanente.

À memória de meu pai e a minha mãe **Herminia del Carmen** por me dar como herança a semente da luta incansável.

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento e finalização do presente trabalho, foi possível com o concurso e colaboração das seguintes pessoas e instituições as quais agradeço de maneira especial:

Ao meu orientador de tese Prof. Dr. Norbert Fenzl, pela sua acertada e oportuna orientação durante o transcurso dos diferentes trabalhos, e pela sua amizade e confiança;

À equipe do laboratório de hidrocarbonetos - LABOHI, formada pelos professores e amigos Hebe Ribeiro, Lúcia Lourenço e Eder Oliveira, e em especial à coordenadora do LABOHI, professora Hebe, pelo apoio incondicional e pela confiança e credibilidade que sempre depositou em mim. Graças à colaboração da equipe do LABOHI e da coordenadora foi possível realizar as diferentes análises que deram forma final a esta tese;

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudo a qual me permitiu permanecer no Brasil;

Aos coordenadores do Curso de Pós-Graduação em Geoquímica e Geologia do Centro de Geociências da Universidade Federal do Pará - UFPa, especialmente ao Prof. Dr. Basile, pelo apoio e colaboração recebido na época mais difícil do andamento do trabalho. Esse agradecimento é extensivo aos funcionários, em especial às pessoas responsáveis pelos laboratórios de análises químicas, hidroquímica e absorção atômica, entre outros, pela sua colaboração, compreensão e paciência que sempre mostraram para comigo;

Ao prof. Dr. Gouvêa, ao prof. Barradas, ao Dr. Tancredi e à Aline pela acessoria nas áreas de geofísica, hidrogeologia e Sistema de Informação Geográfica SIG;

Ao projeto nº 0043 da FADESP/SESAN/PMB, e ao secretário de saneamento da prefeitura Sr. Passeto e aos Srs. Eduirbe, Elias, Fabiano e Fábio pelo apoio, credibilidade e colaboração na execução das diferentes atividades do Projeto de Monitoramento Ambiental da Biorremediação do Aurá;

Aos projetos PROINT/2000 e PROINT/2001, graças a esses recursos foi possível a complementação das diferentes atividades desenvolvidas durante o andamento do trabalho;

Aos bolsistas e em especial a Jéferson Barbosa, pelo seu incansável trabalho e apoio durante o desenvolvimento das diferentes atividades desta tese;

A todos os meus colegas do Centro de Geociências em especial a Odilon pela amizade oferecida e pela sua permanente disposição para colaborar nas diferentes atividades laboratoriais e de campo;

Aos motoristas e amigos do Centro de Geociências Carlos Alberto, Pompeu e Afonso, pelo cabal desempenho de suas funções nas incontáveis viagens realizadas ao lixão do Aurá;

Em geral agradeço a todas e cada uma das pessoas que tiveram participação para que este trabalho tivesse sua conclusão.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	Pg. i
AGRADECIMENTOS.....	ii
RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	3
1- INTRODUÇÃO.....	5
1.1- PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DO VAZADOURO DO AURÁ.....	5
1.2- LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	7
1.3- OBJETIVOS.....	7
1.3.1- Gerais.....	7
1.3.2- Específicos.....	7
1.4- PONTOS DE AMOSTRAGEM E PONTOS DE SONDAGENS DAS SEV.....	9
1.4.1- Águas subterrâneas, superficiais e chorume.....	9
1.4.2- Sedimentos e solos.....	10
1.4.3- Sondagens geofísicas.....	11
1.5- CARACTERÍSTICA AMBIENTAIS DA ÁREA DE ESTUDO.....	11
1.5.1- Clima.....	11
1.5.2- Vegetação.....	15
1.5.3- Solos.....	15
1.5.4- Hidrologia.....	16
1.5.5- Geologia.....	17
1.5.5. - Geologia regional.....	17
1.5.5.2- Geomorfologia.....	20
1.5.5.3- Geologia local.....	21
1.5.6- Hidrogeologia.....	24
1.5.7- Topografia.....	24
2- PROBLEMÁTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS.....	28
2.1- O LIXO NA CIDADE DE BELÉM.....	29
2.2- CARACTERÍSTICAS DO LIXO DE BELÉM.....	31
2.3- TRABALHOS DE PESQUISA DESENVOLVIDOS NA ÁREA.....	33

2.4- PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS.....	35
2.4.1- Balanço químico do processo aeróbio.....	37
2.4.2- Balanço químico do processo anaeróbio.....	38
2.5- LIXO E POLUIÇÃO	41
2.6- COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO CHORUME	42
2.7- MOVIMENTO DO CHORUME NA FASE NÃO-SATURADA E SATURADA.....	45
2.7.1- Processos geoquímicos que afetam o movimento dos contaminantes.....	46
2.7.1.1-Adsorção / dessorção.....	46
2.7.1.2-Solubilização / precipitação.....	46
2.7.1.3- Complexação / quelação.....	47
2.7.1.4- Oxidação / redução.....	48
2.7.2- Processos físicos que afetam o transporte dos contaminantes.....	49
2.7.2.1- Advecção.....	49
2.7.2.2- Dispersão	49
2.7.2.3- Difusão.....	50
2.7.2.4- Volatilização.....	50
2.7.2.5- Filtração.....	50
2.7.3- Processos biológicos que afetam o movimento dos contaminantes.....	51
2.7.3.1-Biodegradação de <i>xenobioticos</i>	51
2.7.3.2- Biovolatilização.....	52
2.7.3.3- Bioassimilação e bioacumulação.....	52
2.8-MOVIMENTO SUBTERRÂNEO DO CHORUME	52
2.9- METAIS PESADOS.....	54
2.9.1- Cobre.....	57
2.9.2-Zinco.....	58
2.9.3- Cádmio e chumbo.....	58
2.9.4- Níquel.....	59
2.9.5- Cromo.....	60
2.9.6- Mobilidade dos metais pesados.....	60
2.9.7- Disponibilidade de metais pesados no ambiente.....	61
2.10- GEOFÍSICA E RESÍDUOS SÓLIDOS.....	61
2.11- VELOCIDADE REAL E APARENTE DOS FLUXOS SUBTERRÂNEOS.....	64
3- METODOLOGIA.....	66
3.1- TRABALHO DE CAMPO.....	66
3.1.1- Sondagem Elétrico Vertical (SEV).....	66
3.1.2- Determinação de gradiente hidráulico ($\Delta h / L$).....	69
3.1.3- Trabalho topográfico.....	69

3.1.4- Condutividade hidráulica (K).....	71
3.1.4.1- Estimativa da condutividade hidráulica (K) através da granulometria.....	71
3.1.4.2-Ensaio de bombeamento para estimar a condutividade hidráulica (K).....	72
3.1.5- Instalação de poços de monitoramento e piezômetros	72
3.1.6- Ensaio de permeabilidade.....	72
3.1.7- Medição de níveis estáticos dos poços de monitoramento.....	74
3.1.8- Medição da vazão do rio Aurá.....	74
3.1.9- Coleta de amostras.....	76
3.1.9.1-Amostragem de águas superficiais.....	76
3.1.9.2- Amostragem de águas subterrâneas.....	76
3.1.9.3- Amostragem de sedimentos.....	76
3.1.9.4- Parâmetros físico-químicos medidos em campo.....	76
3.2- TRABALHO DE LABORATÓRIO.....	77
3.2.1- Caracterização granulométrica	77
3.2.2- Determinação da porosidade (n).....	78
3.2.3- Análises químicas em águas superficiais, subterrâneas e chorume.....	79
3.2.3.1- Parâmetros físico-químicos:.....	79
3.2.3.2- Parâmetros químicos.....	79
3.2.4- Análise de solos e sedimentos.....	81
3.2.4.1- Metais pesados (Fe, Mn, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb).....	81
3.3- TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS.....	81
3.3.1- Método estatístico dos componentes principais.....	82
3.3.2- Derivação dos componentes principais.....	84
3.4- MANIPULAÇÃO DA INFORMAÇÃO MEDIANTE O USO DO SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (SIG).....	85
3.4.1- Dados utilizados.....	85
3.4.2- Transformação das cartas analógicas em cartas digitais.....	87
3.4.3- Elaboração de mapas temáticos.....	87
3.4.4- Elaboração de mapas sínteses ou interpretativos.....	87
3.4.4.1- Tratamentos matemáticos	88
3.4.4.2- Procedimento de Guerra (1998).....	88
3.4.5- Análises de resultados.....	91
4- RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	92
4.1- ESTUDOS GEOFÍSICOS.....	92
4.1.1- Sondagens de Resistividade Elétrica Vertical SEV.....	92
4.1.2- Imageamento elétrico	98
4.2- CARACTERÍSTICAS HIDROGEOLÓGICAS DA ÁREA.....	105

4.2.1- Comportamento do lençol freático.....	105
4.2.2- Instalação de poços	110
4.2.3- Estimativa da condutividade hidráulica.....	113
4.2.3.1- Com utilização da curva granulométrica.....	113
4.2.3.2- Determinação de K por ensaio de bombeamento.....	115
4.2.4- Determinação da porosidade.....	115
4.2.5- Gradiente hidráulico e velocidade dos fluxos subterrâneos.....	117
4.2.6- Distribuição geométrica dos aquíferos	119
 4.3- CARACTERIZAÇÃO DO "CHORUME".....	 120
 4.4- AMPLITUDE E VELOCIDADE DA MARÉ.....	 123
 4.5- INFLUÊNCIA DO DESLOCAMENTO SUPERFICIAL DO ...EFLUENTE E EFEITO NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS.....	 129
 4.5.1-Tratamento estatístico dos dados.....	 132
4.5.2- Comportamento dos diferentes parâmetros traçadores de chorume nos pontos de controle PA-2, PA-3 e PA-4.....	137
4.5.3- Comportamento dos diferentes parâmetros traçadores de chorume nos pontos de controle PA-1, PA-5.....	148
 4.6- INFLUÊNCIA DO DESLOCAMENTO SUBTERRÂNEO DO CHORUME E EFEITO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	 153
 5- METAIS EM SEDIMENTOS E SOLOS.....	 161
 5.1- GENERALIDADES.....	 161
 5.2- METAIS EM SEDIMENTOS DO RIO AURÁ	 162
5.2.1- Qualidade ambiental dos sedimentos	168
5.2.2- Qualidade ambiental dos sedimentos em relação à biodisponibilidade	169
5.2.3- Distribuição espacial da concentração de metais pesados em sedimentos de fundo	170
 5.3- METAIS PESADOS EM SOLOS	 177
5.3.1- Qualidade ambiental dos solos estudados.....	181
5.3.2- Qualidade ambiental em relação à potencial biodisponibilidade.....	184
5.3.3- Distribuição espacial da concentração de metais pesados em solos.....	185
 6- CONSIDERAÇÕES SOBRE A CONDIÇÃO AMBIENTAL DA ÁREA.....	 190
 7- CONCLUSÕES.....	 204
 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	 206
 ANEXOS.....	 220

RESUMO

O município de Belém, com 1.754.099 habitantes, produz aproximadamente 1.200 toneladas/dia de todo tipo de resíduos, que são depositados precariamente nos limites com o município de Ananindeua, na área conhecida como "lixão" do Aurá. Nos últimos 11 anos, a área tem acumulado aproximadamente três milhões duzentas mil toneladas de resíduos sólidos, transformando essa área numa fonte pontual e permanente de poluição antropogênica, que altera as condições ambientais dos recursos ambientais da área de abrangência.

A comparação das sondagens de eletrorresistividade vertical (SEV), realizadas na área antes que esta fosse transformada em depósito de lixo (1991), com aquelas realizadas oito anos depois (1998), mostram que a resistividade do terreno tem sofrido drástica modificação, chegando a apresentar valores até 109 vezes menores que os valores originais, indicando que as camadas estão sendo atingidas pelo lixiviado oriundo da degradação dos resíduos. Os quinze perfis realizados na área pelo sistema de imageamento elétrico, permitiram confirmar os trabalhos realizados das SEV'S, evidenciando que o lençol freático está sendo atingido, pela infiltração e deslocamento de chorume tanto vertical como horizontalmente.

As características hidrogeológicas da área mostraram que, na mesma, predomina o tipo de aquífero livre pontualmente confinado, com gradiente hidráulico de aproximadamente 0,695%, com uma porosidade efetiva de 28%, coeficiente de permeabilidade de $1,1 \times 10^{-3}$ a $0,9 \times 10^{-4}$ cm/s e fluxos subterrâneos ocorrendo do norte para o sul na direção do rio Guamá, deslocando-se a uma velocidade aproximada de 14,79 m/ano.

A análise estatística multivariada mostrou que as amostras de águas superficiais coletadas simultaneamente em três pontos de controle, durante um ciclo de maré, independente da sazonalidade, comportam-se como amostras significativamente diferentes, evidenciando que os recursos hídricos superficiais estão atingidos pelo deslocamento superficial de chorume. Com os valores da concentração de cada um dos parâmetros traçadores de chorume (pH, condutividade, alcalinidade, amônia, carbono orgânico total, cloreto, sódio, potássio, cálcio, e magnésio), e a vazão do rio Aurá, no ponto de controle do mesmo, próximo do rio Guamá, é possível estimar a quantidade de poluentes que o depósito de resíduos sólidos está enviando para o sistema hídrico. Durante um ciclo de maré (6:00 até 18:00 horas), no período de seca, o depósito de resíduos sólidos estaria despejando para o sistema hídrico local, a quantidade aproximada de 13.115 kg de cloreto, 417 kg de amônia e 129.767 kg de sais.

Para as águas subterrâneas, a análise estatística multivariada indicou que as amostras coletadas nos poços de monitoramento existentes na área apresentam diferenças significativas,

evidenciando que os poços localizados à jusante do depósito estão sendo atingidos pelo deslocamento de chorume. A presença de camadas arenosas, na área onde estão depositados os resíduos sólidos, favorecem o deslocamento tanto vertical como horizontal dos diferentes poluentes oriundos do chorume.

As análises de metais pesados, realizadas mediante a metodologia de extração seqüencial, mostraram diferentes participações percentuais nas fases geoquímicas potencialmente biodisponíveis nas amostras de solos e sedimentos estudados. Nas amostras de solos a fração potencialmente biodisponível (fases geoquímica trocável, redutível e orgânica), em média, contém 32% do total de Cádmio (Cd), 11,8% do total de Cromo (Cr), 23% do total do Cobre (Cu), 12,32% do total de Níquel (Ni), 43,1% do total de Chumbo (Pb) e 31,01% do total de Zinco (Zn).

A participação percentual das fases potencialmente biodisponíveis dos sedimentos da área foi maior se comparada com as amostras de solos. Nesses sedimentos, a quantidade de metais pesados da fração potencialmente biodisponível, mostrou maiores valores na época de seca que na época de chuva; assim por exemplo, 33% do total de Cd quantificado na época de chuva, mudou para 37% na época de seca, o Pb mudou de 61 para 70% o Zn de 51 para 54%, entre outros.

Os metais analisados pelo ataque total nas amostras de solos, comparados com os valores de *background* de arenitos, indicam que os elementos Fe (3,1%), Cu (18,5 ppm), Ni (10,1 ppm), Pb (69,5 ppm), Cr (76 ppm) e Cd (>1 ppm), encontram-se acima dos limites considerados normais. No caso das amostras de sedimentos considerando os valores de *background* da EPA (concentração total) estariam moderadamente poluídos com Cr (média de 64,6 ppm), e fortemente poluídos com Fe (3,8%) e Mn (600 ppm). Esses mesmos resultados mostram que os sedimentos não estariam poluídos com Pb e Zn,

Considerando a fase potencialmente biodisponível e utilizando a ferramenta de um Sistema de Informação Geográfica (SIG), pode-se afirmar que, na época de chuva as amostras de sedimentos não estariam poluídas com Cr (fração potencialmente biodisponível - PBD, menor que 20% do total), estariam altamente poluídas com Pb e Zn (PBD maior que 50%) e moderadamente poluídas com Cu, Ni e Cd (PBD entre 20 e 50 %).

ABSTRACT

With 1.754.099 inhabitants, the municipality of Belém produces roughly 1,200 tons per day of all kinds of waste, which are deposited in a landfill known as *Lixão do Aurá*, bordering the municipality of Ananindeua. During the past 11 years, this area has been accumulating approximately three million and two-hundred thousand tons of solid waste, transforming that place into a permanent local source of anthropogenic pollution, altering environmental conditions and resources around the whole area surrounding it.

A Vertical Electrical Resistivity Sounding (VERS) procedure, conducted in the area before it was transformed into the landfill (1991), compared with the measures taken eight years later (1998), show that the land resistance has considerably dropped, with values – in some cases – 109 times smaller than the original ones, thus indicating that the layers have been affected by the leach from waste decay. Fifteen profiles were conducted in the area, using the electrical imaging system, allowing us to confirm the (VERS) results, with evidences that the underground water has been affected by the infiltration and by the leachate vertical and horizontal movements.

The hydro geological characteristics in the area show that the local predominant type of aquifer is of the free kind, locally confined, with hydraulic gradient of approximately 0.695%, effective porosity of 28%, permeability coefficient ranging from 1.1×10^{-3} to 0.9×10^{-4} cm/s, and underground flows running north/south towards the Guamá River, at approximately 14.79 m/year.

A multivariate statistical analysis has shown that superficial water samples, collected simultaneously at three control points, during one tide cycle, regardless of the season, portray totally different behaviors, indicating that superficial water resources are being affected by the superficial movement of leachate. With the concentration value figures for each of the leachate parameters (pH, conductivity, alkalinity, ammonia, total organic carbon, chloride, sodium, potassium, calcium, and magnesia), plus the flow of the Aurá River at the control point near the Guamá River, it is possible to estimate the quantity of pollutants that the solid waste landfill sends into the water system. During one tide cycle, in the dry season, the solid waste landfill deposits approximately 13,115 kg of chloride, 417 kg of ammonia, and 129,767 kg of salts in the local water system.

For the underground waters, the multivariate statistics showed that the samples collected in the monitoring wells in the area show significant differences, indicating that the wells located downstream have been affected by the leachate. The presence of sand layers right in the area where solid waste is deposited allows for the vertical and horizontal movement of the different pollutants originated by the leachate.

The heavy metals analyses, conducted under the sequential extraction methodology, showed percentages in the geochemical phases potentially bio-available in the studied soil and sediment samples. In the soil samples, the potentially bio-available fraction (exchangeable, carbonate, and organic geochemistry phases) contained an average of 32% of the total Cadmium (Cd), 11.8% of the total Chromium (Cr), 23% of the total Copper (Cu), 12.32% of the total Nickel (Ni), 43.1% of the total Lead (Pb), and 31.01% of the total Zinc.

The potentially bio-available phases percentage in the sediments of the area was greater than the ones found in the soil samples. In these sediments, the quantity of heavy metals in the potentially bio-available fraction, shown higher values during the dry season than during the rainy season; for instance, 33% of the total Cd measured during the rainy season increased to 37% in the dry season; Pb increased from 61 to 70%; Zn, from 51 to 54%, among others.

The metals analyzed by total attack in the soil samples, compared with the sandstone backgrounds, indicate that the Fe (3.1%), Cu (18.5 ppm), Ni (10.1 ppm), Pb (69.5 ppm), Cr (76 ppm), and Cd (>1 ppm) are above normal standards. In the case of sediment samples, the EPA background values (total concentration) would be moderately polluted by Cr (average 64.6 ppm) and heavily polluted by Fe (3.8%) and Mn (600 ppm). These results show that the sediments were not polluted by Pb and Zn.

Considering the potentially bio-available phase and using the tool provided by a Geographic Information System (GIS), we can say that, during the rainy season, the sediment samples were not polluted by Cr (potentially bio-available fraction smaller than 20% of the total) were highly polluted by Pb and Zn (PBD higher than 50%), and moderately polluted by Cu, Ni, and Cd (PBD between 20 and 50%).

1- INTRODUÇÃO

O destino final dos resíduos domiciliares, industriais e hospitalares da Região Metropolitana de Belém (RMB), transformou-se num grave problema ambiental e sanitário. O projeto para a deposição de resíduos sólidos da RMB delineado em 1991 incluía três unidades básicas: uma usina de incineração, uma usina de reciclagem e compostagem e um aterro sanitário. Por problemas financeiros, as duas primeiras unidades não foram habilitadas, provocando a sobrecarga da área destinada ao aterro, transformando o lugar numa fonte pontual e permanente de poluição antropogênica que coloca em risco os recursos ambientais da área (IPEA & COHAB, 1997).

O fato da cidade de Belém estar abastecida pela água captada na adutora, localizada a apenas 150 metros a jusante da desembocadura do rio Aurá, receptor secundário do efluente produzido na degradação dos resíduos sólidos, tem causado a preocupação das autoridades ambientais e da população em geral que desejam saber em que medida a qualidade das águas utilizadas para o consumo estão sendo comprometidas pela presença do depósito de lixo na área Aurá (Figura 1.1). Essa preocupação pela proteção ambiental e gestão de resíduos sólidos, tem adquirido relevância internacional, sendo incluído como um dos principais pontos tratados na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO-92), realizada em Rio de Janeiro em 1992.

A presente tese, na área de Geoquímica Ambiental, avalia em que magnitude os recursos hídricos, solos e sedimentos na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá estão sendo afetados. São apresentadas as metodologias utilizadas e os dados obtidos nas atividades desenvolvidas.

Os resultados relacionados com as geociências nas áreas de geofísica, topografia, caracterização hidrogeológica, controle dos fluxos e refluxos da maré e análises químicas em amostras de águas, solos, perfil de solos e sedimentos. Da mesma forma, realizou-se uma abordagem das possíveis alternativas que permitam remediar a situação ambiental.

1.1- PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DO VAZADOURO DO AURÁ

A deposição inadequada de lixo urbano constitui uma das fontes mais importantes de poluição do meio ambiente. Os macrovetores (ratos, moscas, baratas, cães, aves, catadores) e microvetores (bactérias, vermes, fungos e vírus) encontram abrigo e alimento no lixo

transformando-se numa fonte difusora de doenças. No processo de degradação dos resíduos sólidos, origina-se permanentemente um lixiviado chamado **chorume**, caracterizado pelo alto conteúdo de matéria orgânica, patogênico e de grande poder poluidor. Estima-se que o 95% dos compostos orgânicos existentes no chorume não foram caracterizados e não são regulados pelas entidades ambientais responsáveis (Lee & Jones-Lee, 1996).

A Região Metropolitana de Belém, com 1.754.099 habitantes, produz aproximadamente 1.230 toneladas/dia de resíduos sólidos que são depositados de maneira precária na área de depósito de resíduos sólidos do Aurá, nos limites com o município de Ananindeua (IBGE, 2000). Essa área, conhecida como o "lixão do Aurá", localiza-se dentro da Área de Proteção Ambiental dos Mananciais de Abastecimento de Água de Belém (APA) e possui aproximadamente 1.000.000 m² dos quais 200.000 m² estão ocupados por lixo e lagoas de oxidação. Durante os últimos 11 anos o lixão do Aurá tem acumulado aproximadamente três milhões e duzentas mil toneladas de lixo (EIA/RIMA-SESAN, 1991; PMB, 1997).

Das três unidades planejadas em 1991, a usina de incineração de lixo perigoso só funcionou até 1994, a usina de compostagem e reciclagem que visava transformar 600 ton/dia de lixo em adubo nunca funcionou. Dessa forma, o aterro, que só receberia as cinzas e resíduos da usina de incineração e compostagem, passou a receber todo tipo de resíduos sem tratamento prévio, transformando-se num "lixão" que recebe de igual forma todo tipo de lixo, incluindo resíduos hospitalares e os dejetos das fossas sépticas de Belém (EIA/RIMA-SESAN, 1991; IPEA & COHAB, 1997).

Os estudos de Bastos (1991), mostraram que as condições geológicas do terreno são impróprias para o depósito de resíduos sólidos, já que podem favorecer a infiltração e percolação do chorume pela zona insaturada e atingir a zona saturada. Essa vulnerabilidade dos recursos ambientais foi reiterada nos estudos de Oliveira (1997); Gouveia *et al.* (1999), Piratoba Morales & Fenzl (1999) e Guerra (2000).

Nessas condições o lixão do Aurá, tem produzido permanentemente chorume que atinge e impacta o ar, os solos, os sedimentos, as águas superficiais e subterrâneas. O chorume com toda sua carga orgânica e bacteriológica, metais pesados e outros poluentes escoam na direção do rio Guamá através dos igarapés Jaruca, Santana de Aurá e Santo Antônio, sob ação do fluxo e refluxo da maré que penetra até a área de depósito do lixo (Figura 1.1).

Em 1997 a Prefeitura municipal de Belém, elaborou o projeto técnico "Saneamento Ambiental do Complexo de Destino Final de Resíduos Sólidos do Aurá". O projeto, já em andamento, se fundamenta na implantação de quatro fases processuais que abrangem desde estudos preliminares, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário dos

resíduos. Além das quatro fases a metodologia requer a implantação de um ciclo temporal, que é o ciclo da biorremediação *in situ* que permite o tratamento adequado de líquidos, gases e sólidos (PMB, 1997).

1.2- LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O depósito de resíduos sólidos do Aurá está localizado nos limites dos Municípios de Belém e Ananindeua, entre as coordenadas UTM 790.450-W e 791.500-E; 9.844.500-N e 9.842.000-N. A área encontra-se na margem esquerda do rio Aurá na localidade denominada Santana do Aurá, distante 13 km do centro da cidade de Belém e 4 km da Rodovia BR-316.

Com altitude média de 10,8 m, o depósito de lixo do Aurá é circundado por áreas de vegetação nativas e áreas remanescentes da floresta amazônica. O acesso à mesma é feito através de uma estrada secundária, a partir do quilômetro 7 da rodovia BR-316, (EIA/RIMA-SESAN, 1991; PMB, 1997) (Figura 1.1).

1.3- OBJETIVOS

1.3.1- Gerais

Determinar a influência do depósito de lixo do Aurá sobre os recursos hídricos, os solos e os sedimentos da sua área de abrangência, através de estudos topográficos, geoquímicos, hidrogeológicos e geofísicos.

1.3.2- Específicos

- Determinar a concentração dos metais pesados Cu, Cr, Ni, Cd, Zn, Pb, Fe e Mn nas fases geoquímicas de amostras de solos, sedimentos e chorume, visando determinar a influência dos resíduos sólidos nos recursos ambientais da área de influência;
- Determinar as variáveis hidrodinâmicas (condutividade hidráulica (K), porosidade (n), carga hidráulica (h), etc.), necessárias para estimar a velocidade dos fluxos subterrâneos na área e o deslocamento dos poluentes produzidos no depósito de resíduos sólidos do Aurá;
- Determinar mediante metodologias diretas (poços de monitoramento, piezômetros de observação e análises químicas) e indiretas (de sondagens elétrico verticais SEV e imageamento elétrico) as áreas da zona saturada e não-saturada atingida pela infiltração de chorume,
- Determinar a influência do chorume nos recursos hídricos mediante a realização de

análises de traçadores de chorume, dos principais íons (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), secundários (NH_4^+ , NO_3^-), e parâmetros físico-químicos (pH, condutividade) e bioquímicos (DQO, DBO) em amostras de águas subterrâneas e superficiais e chorume,

- Utilizar o Sistema de Informação Geográfica como ferramenta de processamento e de apresentação dos resultados obtidos nos diferentes estudos realizados,

Gerar subsídios que permitam desenvolver trabalhos de pesquisa mais apurados nos diferentes temas abordados.

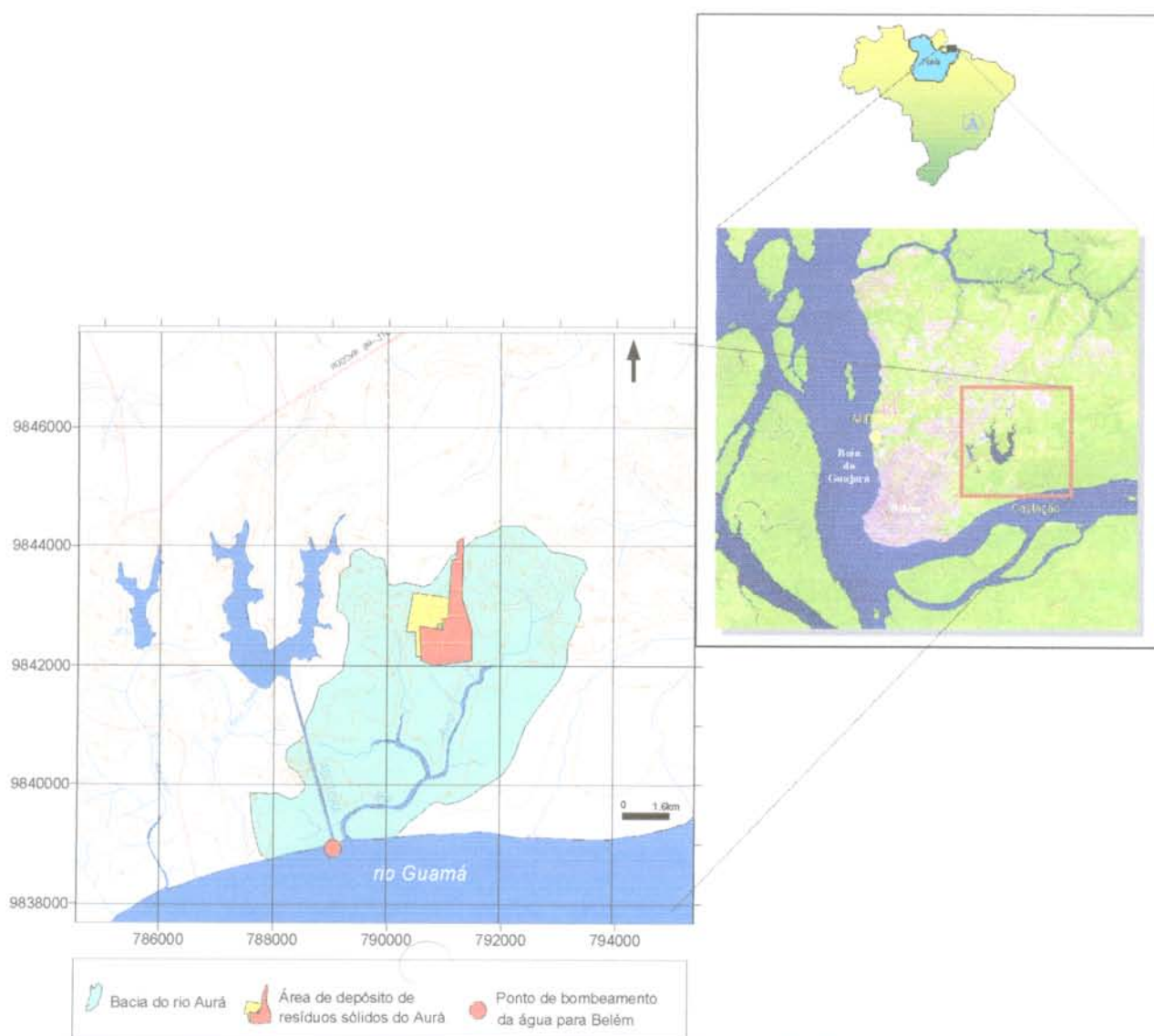


Figura 1.1 - Localização da área destinada ao depósito de resíduos sólidos do Aurá e delimitação da bacia do rio Aurá

1.4- PONTOS DE AMOSTRAGEM E PONTOS DE SONDAGENS DAS SEV

1.4.1- Águas subterrâneas, superficiais e chorume

As amostras de águas superficiais foram coletadas em cinco pontos de amostragem: o ponto PA-1 localizado à montante do depósito de lixo representa as propriedades iniciais dos recursos hídricos superficiais da área. Os demais pontos de amostragem são: PA-2 (rio Aurá), PA-3 (igarapé Santo Antônio de Aurá) e PA-4 (rio AURÁ próximo da desembocadura do rio Guamá) (Figura 1.2). As amostras de chorume foram coletadas nas lagoas localizadas ao sul da área na saída para o igarapé Jaruca (receptor primário)

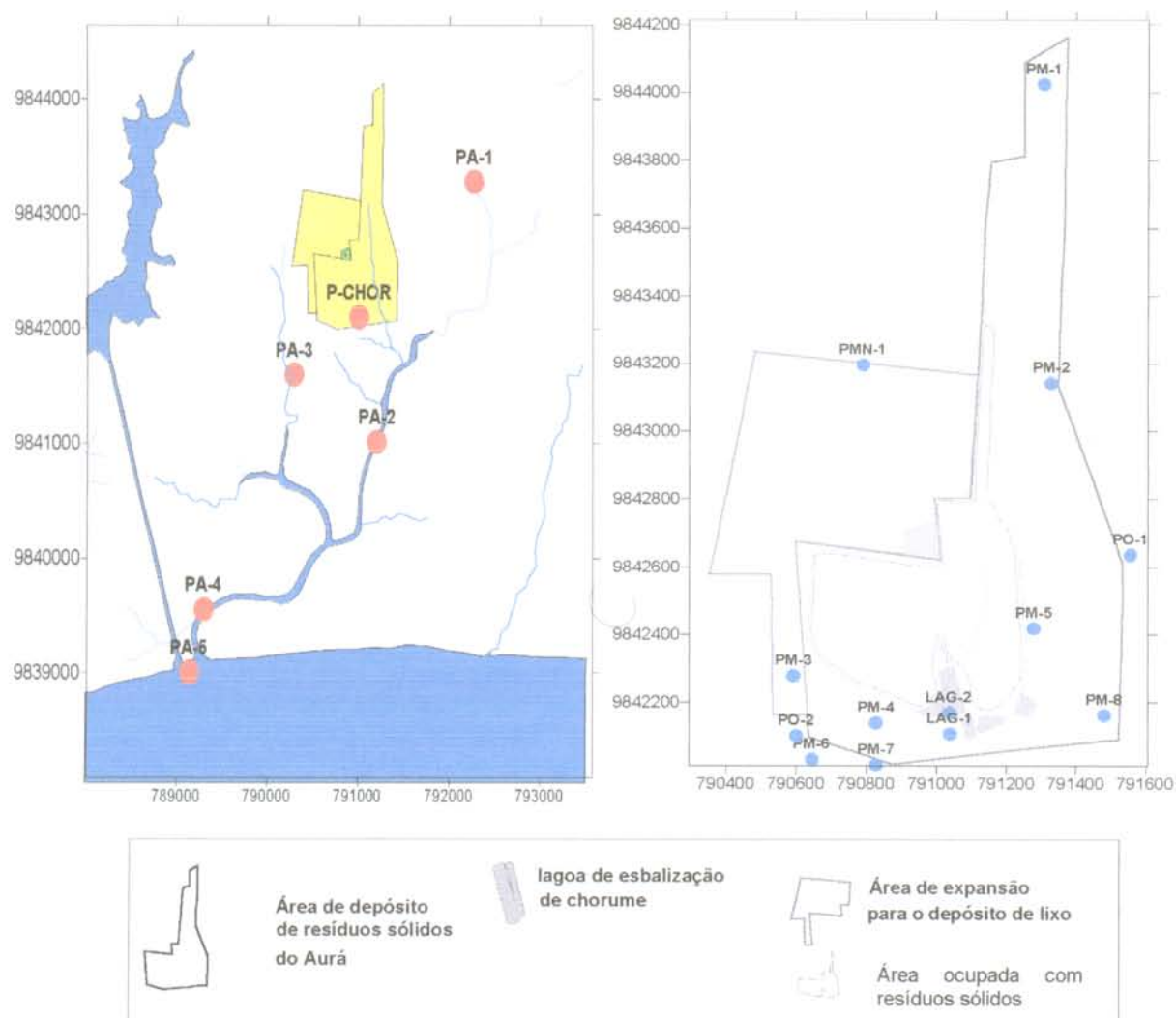


Figura 1.2 - Localização dos pontos de amostragem de águas superficiais, subterrâneas e de chorume na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá

As amostras de águas subterrâneas foram coletadas em 8 poços de monitoramento localizados na área (Figura 1.2). Os poços de monitoramento PM-1 e PM-2 por estarem localizados a montante da área de depósito dos resíduos sólidos, são considerados como representativos das características geoquímicas iniciais das águas subterrâneas da área (*background*). Os poços PM-3, PM-4, PM-5, PM-6, PM-7 e PM-8 encontram-se localizados em diferentes lugares a jusante da área de depósito de lixo. Os poços de observação PO-1, PO-2 foram utilizados para a determinação periódica das variações dos níveis hidrostáticos no controle do lençol freático (Figura 1.2).

Dos 8 poços de monitoramento existentes na área e utilizados como pontos de amostragem, quatro foram construídos em 1991 (PM-1, PM-2, PM-7 e PM-8) e quatro em 1998 (PM-3, PM-4, PM-6 e PM-5) (Figura 1.2). Os poços de observação PO-1 e PO-2 foram construídos em 1991. A Tabela 1.1 indica as posições em UTM dos poços de monitoramento e dos pontos de coleta de águas superficiais

Tabela 1.1- Localização geográfica (em unidades UTM) dos pontos de amostragem de águas superficiais, subterrâneas e poços para medições periódicas de níveis estáticos.

Pontos de amostragem de águas superficiais			Pontos de amostragem de águas subterrâneas			Poços para medições de níveis estáticos		
Pontos	X	Y	Pontos	X	Y	Pontos	X	Y
PA-1	792272	9843273	P0	791207	9844021	PE-1	790799	9842676
PA-2	790079	9842605	P4	790827	9842013	PE-2	790690	9842729
PA-3	791309	9842480	P6	791229	9843140	PE-3	790584	9842693
PA-4	791334	9842080	P8	791400	9842096	P3	790574	9842111
PA-5	790744	9842682	PIW	790542	9842277	P7	791456	9842615
PA-6	791000	9842097	P2W	790827	9842138			
PA-7	791202	9841005	P1N	790644	9842030			
PA-8	790289	9841590	P2N	791278	9842417			
PA-9	789296	9839547						

1.4.2- Sedimentos e solos

Foram coletadas onze amostras de sedimentos na época de chuva (março de 1999) e 17 amostras na época de seca (outubro de 2001) (Figura 1.3)

Foram coletadas 22 amostras de solos nas proximidades da área do depósito do lixo, duas amostras de lixo estabilizado (lixo velho após 6 anos de ser aterrado), e uma amostra de sedimento, coletada no fundo da lagoa localizada ao norte do depósito de lixo e contaminada por chorume. Essa amostra foi coletada na época em que a lagoa se encontrava seca (Figura 1.4).

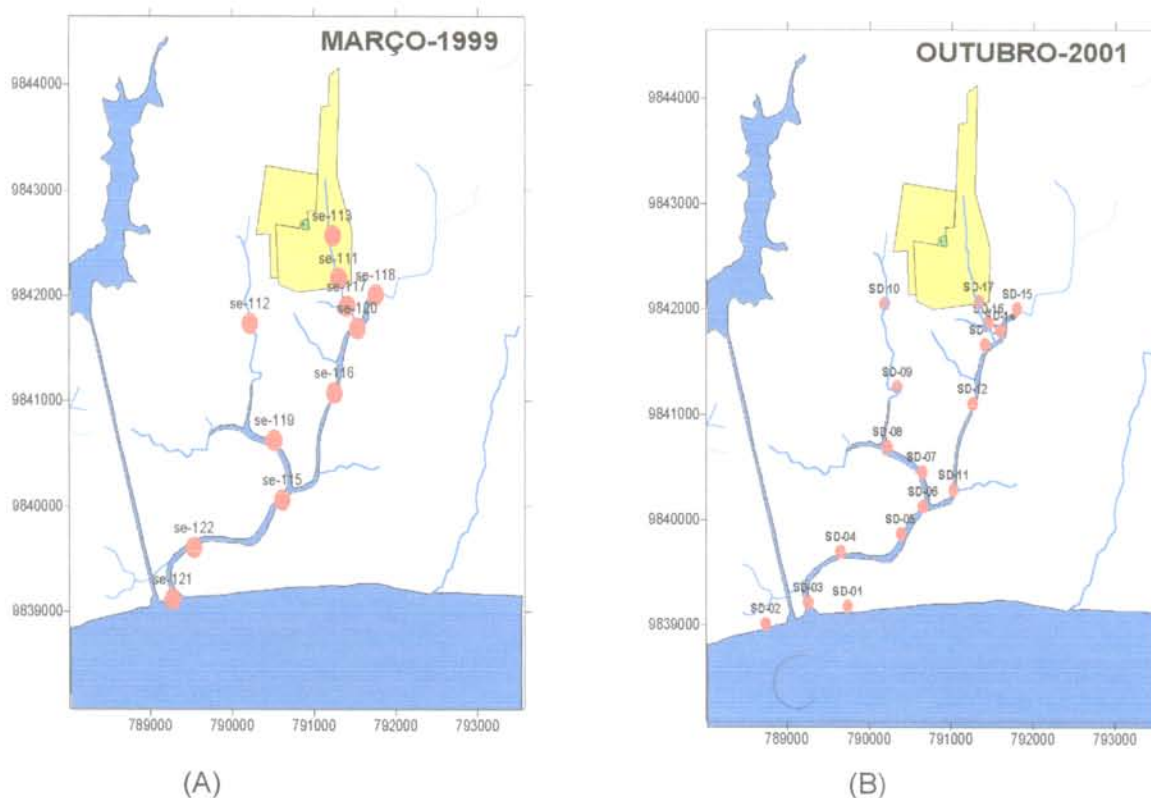


Figura 1.3 - Localização dos pontos de amostragem de sedimentos (A) na época de chuva e (B) na época de seca

1.4.3- Sondagens geofísicas

A Figura 1.5 mostra a localização dos pontos centrais das 17 SEV realizadas no presente trabalho (1998) e as 10 SEV realizadas por Bastos (1991), junto com a localização dos 15 perfis realizados em dezembro de 2000 mediante imageamento elétrico, usando arranjo Wenner.

1.5- CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS DA ÁREA DE ESTUDO

1.5.1- Clima

A área situa-se no domínio de clima equatorial úmido, tipo Af, segundo a classificação de Köppen. A Tabela 1.2 apresenta os parâmetros climáticos médios, no período de 1961 a 1990 da estação meteorológica de Belém, representativo dessa área (PARÁ, 1995).

As Figuras 1.6 e 1.7 apresentam em gráficos os valores médios mensais e sua variação anual para a precipitação pluviométrica, a temperatura do ar, a evaporação e a umidade relativa

do ar.

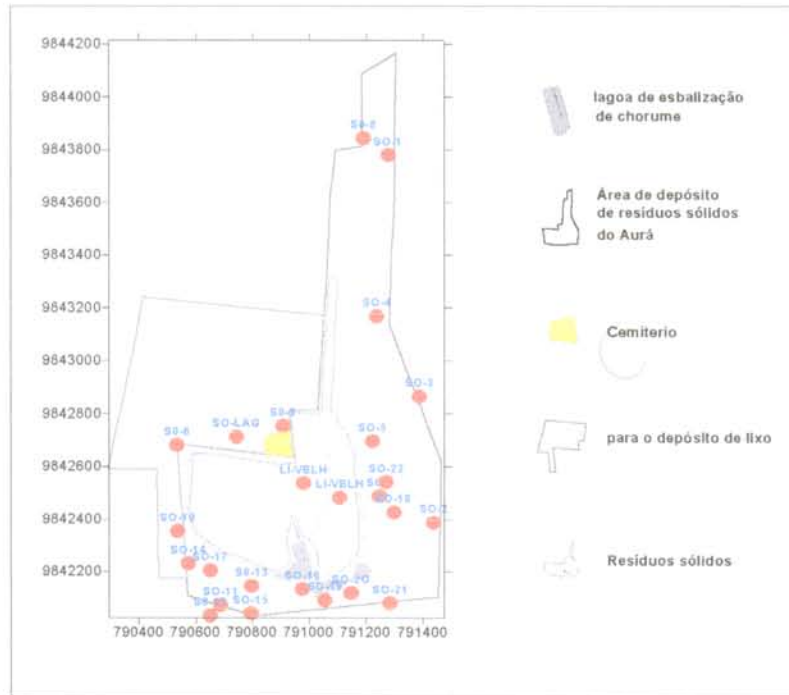


Figura 1.4 - Localização dos pontos de amostragem de solos

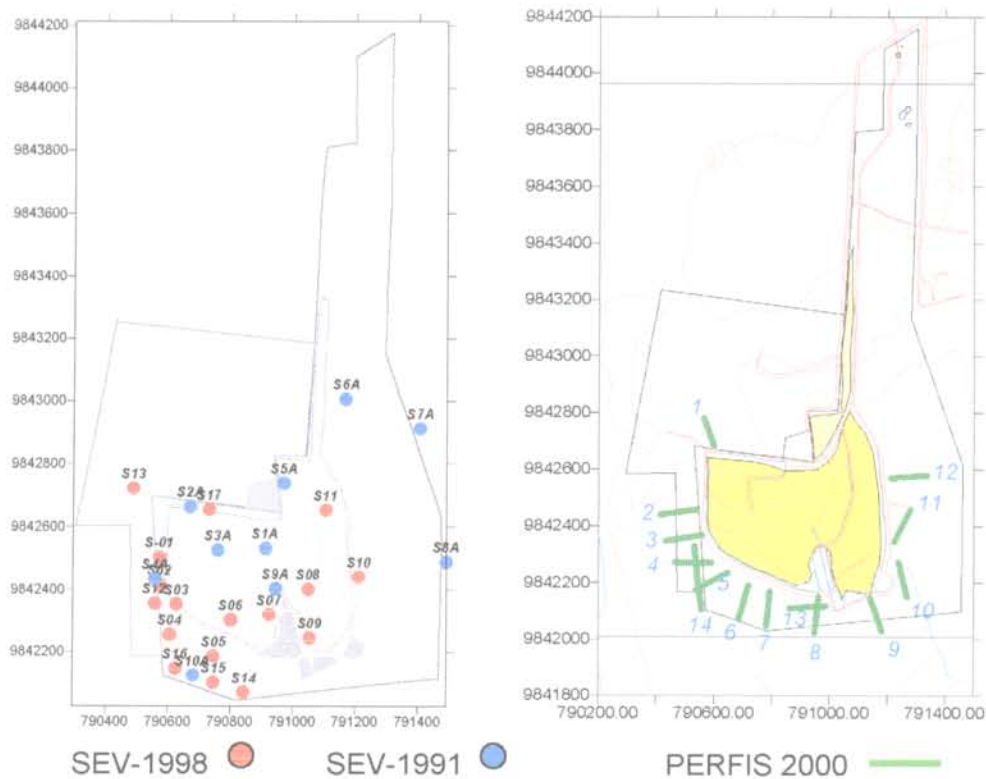


Figura 1.5 - Localização dos pontos centrais das SEV em 1991, 1998 e perfis em no ano 2000.



Figura 1.6 - Distribuição média mensal da precipitação pluviométrica anual na cidade de Belém (1961 a 1990) (PARÁ, 1995)

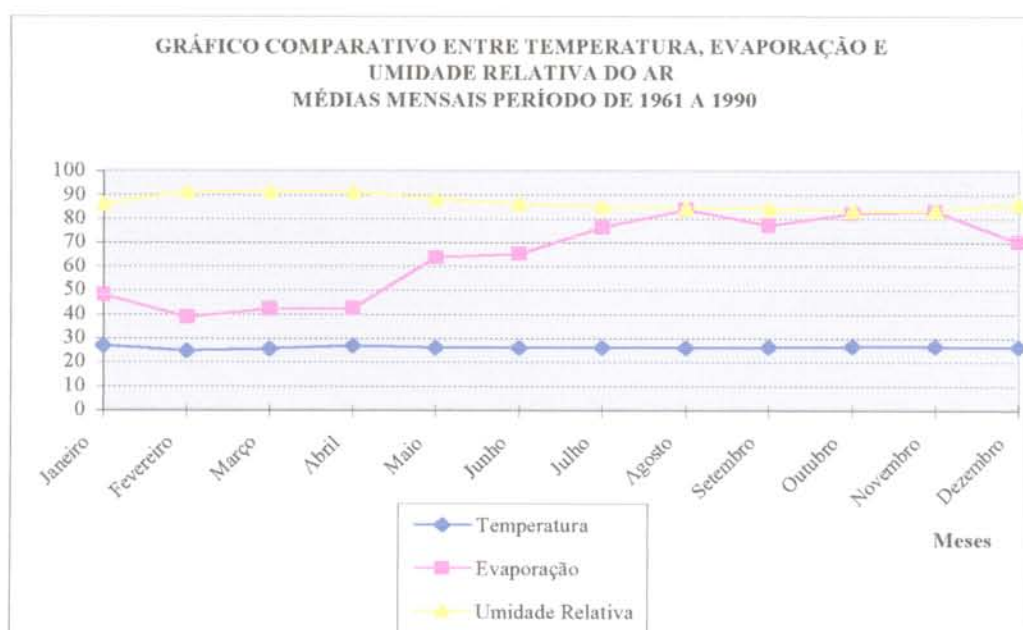


Figura 1.7 - Distribuição média mensal da temperatura do ar, da evaporação, da umidade relativa do ar, anuais (INIMET, 1991).

Em média a Região metropolitana de Belém apresenta as seguintes características climáticas:

- Temperatura 25,9 °C
- Precipitação pluviométrica total 2.893,1 mm
- Evaporação total 771,6 mm
- Umidade relativa do ar 84,0 %
- Insolação total 2.219,8 h.

O período chuvoso mais intenso concentra-se nos meses de janeiro a maio e o período mais seco de agosto a novembro (Figura 1.6).

A velocidade dos ventos na área varia de 1,3 a 2,0 m/s, principalmente para as direções norte e sudeste, com uma predominância para leste, apresentando períodos de calmaria à noite e maiores velocidades à tarde.

A Tabela 1.3 apresenta o balanço hídrico obtido pelo método de Thornthwaite, considerando a reserva hídrica no solo de 150 mm, com os dados da Tabela 1.2.

Tabela 1.2- Parâmetros climáticos médios mensais e anuais da estação meteorológica de Belém, no período de 1961 a 1990.

Período (meses)	Temperatura média (C°)	Precipitação pluviométrica total (mm)	Evaporação total (mm)	Umidade Relativa (%)	Insolação Total (H)
Janeiro	26,6	366,5	47,8	86,0	135,5
Fevereiro	24,5	417,5	38,5	91,0	99,0
Março	25,5	436,2	42,0	91,0	103,7
Abril	26,7	360,0	42,4	91,0	121,8
Maio	25,9	304,4	63,5	88,0	186,9
Junho	25,9	140,2	65,2	86,0	225,4
Julho	25,8	152,1	76,1	85,0	252,8
Agosto	26,0	131,1	83,6	84,0	255,8
Setembro	26,1	140,8	77,0	84,0	218,3
Outubro	26,4	116,1	82,0	83,0	228,3
Novembro	26,4	111,8	82,9	83,0	203,3
Dezembro	26,1	216,4	70,1	86,0	179,0
Média Anual	25,9			84,0	
Total Anual		2.893,1	771,6		2.219,8

Fonte: DNMET

Tabela 1.3- Balanço hídrico segundo Thornthwaite (reserva hídrica de 150 mm).

Mês	Temp. (°C)	Tab.	Corr.	EP (mm)	P (mm)	P – EP (mm)	Neg.	Arm. (mm)	Alt	ER (mm)	Def. (mm)	Exc. (mm)
Janeiro	26,6	0,3	31,3	10	366	356	0	150	0	10	0	356
Fevereiro	24,5	0,4	28,3	11	418	407	0	150	0	11	0	407
Março	25,5	0,4	31,2	11	436	425	0	150	0	11	0	425
Abril	26,7	0,3	30,3	10	360	350	0	150	0	10	0	350
Maio	25,9	0,3	31,1	11	304	293	0	150	0	11	0	293
Junho	25,9	0,3	30,2	10	140	130	0	150	0	10	0	130
Julho	25,8	0,4	31,2	11	152	141	0	150	0	11	0	141
Agosto	26,0	0,3	31,2	11	131	120	0	150	0	11	0	120
Setembro	26,1	0,3	30,3	10	141	131	0	150	0	10	0	131
Outubro	26,4	0,3	31,2	10	116	106	0	150	0	10	0	106
Novembro	26,4	0,3	30,4	10	112	102	0	150	0	10	0	102
Dezembro	26,1	0,3	31,3	11	216	205	0	150	0	11	0	205
Ano	26,0	-	-	126	2892	2766	-	-	0	126	0	2766

Aferição:

$$\begin{aligned} \text{ALT} &= 0 \\ \text{EP} &= \text{ER} + \text{DEF} = 126 + 0 = 126 \\ \text{P} &= \text{ER} + \text{EXC} = 126 \text{ mm} + 2766 \text{ mm} = 2892 \text{ mm} \\ \text{P} &= \text{EP} + (\text{P} - \text{EP}) = 126 \text{ mm} + (2892 - 126) \text{ mm} = 2892 \text{ mm} \\ (\text{P} - \text{EP}) &= \text{EXC} - \text{DEF} = 2766 \text{ mm} - 0 = 2766 \text{ mm} \end{aligned}$$

Esse balanço indica que não há déficit de água e o maior excesso de água verifica-se no período de janeiro a maio.

1.5.2– Vegetação

A região Amazônica abriga a maior floresta tropical do planeta, com o maior número de espécies vegetais, apresentando elevada biodiversidade de ecossistemas. A vegetação original nessa região foi de uma Floresta Tropical Úmida Perenefolia, com grande heterogeneidade na composição das espécies florestais. Os principais tipos incluem Vegetação de Floresta Densa, associada aos terrenos mais elevados e Vegetação de Várzea, de áreas baixas ou inundáveis.

Devido à ação antrópica, a floresta primitiva foi sendo alterada na sua cobertura original, sendo a maior parte desflorestada devido à urbanização. Ocorre ainda Florestas Secundárias, Áreas de Campos e Áreas de Capoeiras, onde originalmente assentava-se a floresta original.

Na área de estudo, diferenciam-se dois tipos principais de cobertura vegetal. Um deles ocorre ao sul, sendo representado por uma vegetação densa, com árvores de médio a grande porte. O outro tipo de cobertura é representado por uma vegetação do tipo capoeira, dominando a leste da área. Na faixa de vegetação que margeia o depósito de lixo a leste-sudeste da área, encontra-se uma extensão importante de árvores mortas possivelmente pela infiltração do chorume de alto conteúdo de sais e poluentes orgânicos. Essas árvores estão sendo substituídas por outro tipo de vegetação de porte médio e folhagem densa mais resistente às novas condições ambientais.

1.5.3- Solos

Na Amazônia devido aos vários tipos de ambientes geológicos, composição litológica e variação climática há uma grande diversidade de tipos de solos. A pedologia nessa região apresenta latossolos amarelos, de textura variada e concrecionário laterítico; latossolos amarelos de textura média e com areias quartzosas, distróficos; solos hidromórficos gleizados de textura variada; e podzol hidromórfico.

Os solos concrecionários lateríticos são originados a partir de sedimentos argilo-arenosos da Grupo Barreiras e apresentam em muitos locais abundantes concreções ferruginosas.

Os solos hidromórficos gleizados são formados a partir de sedimentos recentes do Quaternário e contem elevado teor argiloso e siltoso. Os solos tipo podzólicos hidromórficos originam-se de sedimentos areno-argilosos do Grupo Barreiras e do Quaternário.

Os solos dessa área são constituídos por latossolos, solos concrecionários lateríticos e solos hidromórficos, este na planície do rio Guamá.

1.5.4- Hidrologia

A bacia hidrográfica que drena essa região pertence ao rio Aurá, o qual após junção de diversos igarapés tem direção para o sul. A drenagem final é para o rio Guamá. Este deságua na baía de Guajará que por sua vez deságua na baía de Marajó, na parte sul do estuário do rio Amazonas.

A área de trabalho está inserida no denominado sistema hídrico do Utinga, que compreende as bacias hidrológicas e hidrogeológicas situadas na região dos lagos Água Preta e Bolonha. A bacia do rio Aurá encontra-se separada da bacia dos lagos por um divisor topográfico, sendo que a maior parte dos cursos d'água da área escoam para o rio Aurá, que por sua vez desemboca no rio Guamá (Figura 1.8)

O sistema de drenagem da área do depósito de lixo, apresenta fluxos superficiais na direção sul através do rio Aura e igarapés Jaruca, Pescada e Santo Antônio. Esses igarapés e o rio Aurá apresentam influência da maré que penetra na preamar até a área onde está o depósito de lixo, através dos igarapés Santana de Aurá e Jaruca. Os fluxos e refluxos periódicos, originados pela maré (preamar e baixa-mar), dispersam os poluentes presentes no chorume, atingindo rapidamente o sistema hídrico.

O estudo geofísico realizado indicou também um componente de fluxos subterrâneos para leste e para oeste na direção dos lagos Água Preta e Bolonha. A existência do igarapé Santo Antônio, que drena as águas tanto superficiais como subterrâneas, atua como uma separação natural minimizando os riscos dos lagos serem atingidos pelo deslocamento superficial e subterrâneo do chorume (Figura 1.1).

Na área, ao norte do depósito de lixo, destaca-se uma lagoa originada como resultado da extração de material para construção, constituindo, portanto uma exposição permanente do lençol freático. Esse corpo de água recebeu por vários anos o chorume originado pela

decomposição dos resíduos sólidos. Em tempo de seca pelos efeitos da evaporação e infiltração, essa lagoa fica completamente seca.



Figura 1.8 – Sistema hídrico superficial na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aura.

1.5.5- Geologia

1.5.5.1 – Geologia regional

Na parte oriental da Amazônia, a geologia apresenta ao norte o Escudo das Guianas, ao sul o Escudo Brasil Central; a parte central é ocupada pela Sinéclise do Amazonas, com a Bacia Sedimentar da Foz do Amazonas e mais a leste outras coberturas sedimentares na parte litorânea e nordeste do Pará; na parte marinha pelas plataformas do Amapá e Pará.

A região nordeste do Pará, na qual situa-se a região metropolitana de Belém, apresenta uma cobertura sedimentar sobrejacendo a um embasamento cristalino. O embasamento cristalino apresenta rochas intrusivas, entre as quais o granito de Tracuateua e Mirasselas, rochas de variados graus de metamorfismo, como gnaisses, quartzitos, xistos e filitos.

A cobertura sedimentar é composta essencialmente pelas rochas da Formação Pirabas,

do Grupo Barreiras e sedimentos do Quaternário. A espessura do pacote sedimentar ainda não é bastante conhecida, bem como as formações mais profundas. Uma linha sísmica da para pesquisa petrolífera ao longo da baía de Guajará evidenciou o embasamento cristalino a 500 m de profundidade, provavelmente um alto estrutural.

Na parte superior, a partir da superfície do terreno a geologia apresenta depósitos sedimentares dos períodos Quaternário e Terciário. A Figura 1.9 apresenta o mapa geológico da região metropolitana de Belém e a Tabela 1.4 a coluna estratigráfica.

Os sedimentos do Quaternário são constituídos por areias, siltes e argilas, transportadas e depositadas na planície aluvial dos igarapés e rios dessa área, destacando-se na parte sul, os depósitos aluviais da planície de inundação do rio Guamá, constituído por argilas de coloração escura. Estes depósitos são de idade Holocênica, e têm espessura máxima, em torno de 30 m, evidenciado por sondagens geotécnicas.

Os depósitos areno-argilosos de coloração amarelada mais antigos, de idade Pleistocênica, têm sido referidos como Pós-Barreiras.

A seqüência sedimentar do Terciário compreende o Grupo Barreiras, de origem essencialmente continental e a Formação Pirabas, de origem marinha. Há uma certa reserva com essa seqüência, na parte inferior, sotoposta ao Grupo Barreiras, que poderia talvez pertencer à Formação Marajó e/ou a outras formações. Assim essa região faz parte, como é locada, na Bacia Sedimentar da Foz do Amazonas. Adota-se aqui como pertencente essa litologia da parte inferior à Formação Pirabas.

O Grupo Barreiras é constituído por argilas, siltes, areias, cascalhos, arenitos, siltitos, conglomerados, níveis de concreções ferruginosas, arenito ferruginoso (grés do Pará). São de coloração amarelada, avermelhada, marrom, com argilas multicoloridas, variegadas, às vezes claras, caolínicas, às vezes cinza, com matéria orgânica.

O Grupo Barreiras é constituído por duas unidades, separadas por uma inconformidade. A parte superior, regressiva com fácies fluvial e feições de fluxos gravitacionais. A parte basal mostra a presença de fácies de planície de lama, de lama/areia, e de canais de maré, com zonas próximas e distantes da atual linha de costa.

A seqüência litológica desses sedimentos clásticos do Grupo Barreiras tem distribuição espacial bastante irregular, com camadas horizontais a sub-horizontais, de espessura e continuidade lateral muito variáveis. A espessura total do Grupo Barreiras atinge em torno de 100 m.

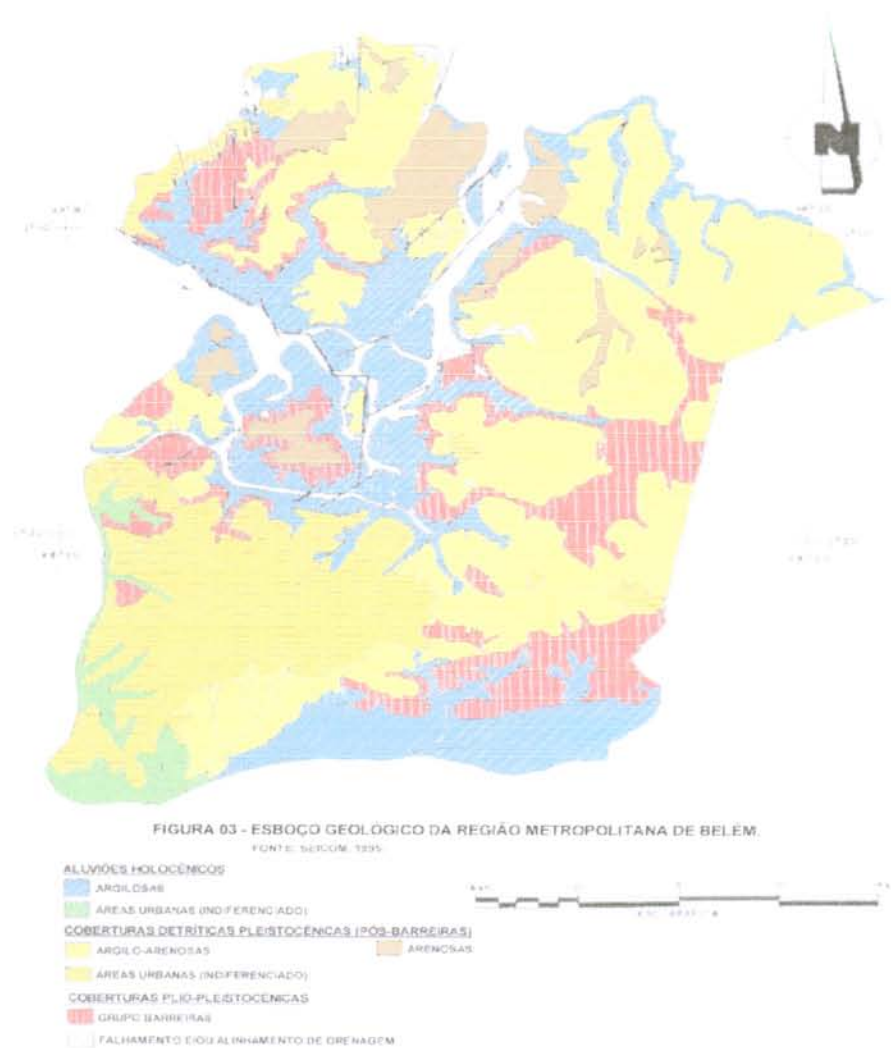


Figura 1.9 – Mapa geológico da região metropolitana de Belém (PARÁ, 1995)

Sotoposta ao Grupo Barreiras encontra-se a Formação Pirabas, a partir de 80 m de profundidade, não aflorando na área. É constituída por calcários, areias, argilas, margas, arenitos, siltitos, argilitos, depositadas em ambiente marinho durante o Mioceno, sendo ricamente fossilífera. A se considerar sua continuidade vertical, sua espessura atinge 400 m ou mais.

ERA	PERÍODO	ÉPOCA	UNIDADE	DESCRIÇÃO SUMÁRIA
Cenozóico	Quaternário	Holoceno	Sedimentos Modernos	Areias de granulometria fina a média, creme, intercaladas a argilas escuras, com restos vegetais, distribuídas nas orlas dos rios e igarapés.
		Pleistoceno	Pós-Barreiras	Sedimentos inconsolidados, areno-argilosos, finos a médios, com concreções ferruginosas.
	Terciário	Mioceno-Plioceno	Grupo Barreiras	Arenitos ferruginosos, areias finas a médias, siltosas e argilas.
		Oligo-Mioceno	Formação Pirabas	Calcários fossilíferos e margas, intercalados com folhelhos ritmicos e arenitos calcíferos.
Pré – Cambriano (indiferenciado)				Granitos, gnaisses, quartzitos, xistos e filitos.

Tabela 1.4 – Coluna estratigráfica da região metropolitana de Belém (PARA, 1995).

1.5.5.2- Geomorfologia

A Amazônia com sua extensa área, unidades cronoestratigráficas, episódios tectônicos e orogenéticos e intensa ação climática apresenta muitas unidades geomorfológicas. Os relevos são marcadamente adaptados às estruturas geológicas. Na região Metropolitana de Belém, as principais unidades morfo-estruturais encontradas, resultante dos processos geomorfológicos das paisagens são constituídas pelo Planalto Rebaixado da Amazônia e pela Planície Amazônica. A Figura 1.10 apresenta o mapa geomorfológico dessa região.

O Planalto Rebaixado da Amazônia apresenta um relevo com uma extensa superfície plana, suavemente ondulada e dissecada, tendo-se desenvolvido em rochas do Grupo Barreiras e do Pós-Barreiras. As flutuações dos níveis de base da rede hidrográfica engendraram processos erosivos e/ou de sedimentação. O clima e as flutuações eustáticas influenciaram nos níveis de base dos aplainamentos.

Os sistemas de colinas, no Planalto Rebaixado da Amazônia, funcionam como interflúvios, destacando-se como principal, o divisor entre as drenagens da bacia do Rio Guamá e da bacia do Furo do Maguari e do Furo das Marinhas, as quais situam-se respectivamente nas partes sul e norte da área.

A área do Aurá situa-se próximo a esse divisor, no alto curso do rio Aurá, com drenagem para a bacia do rio Guamá.

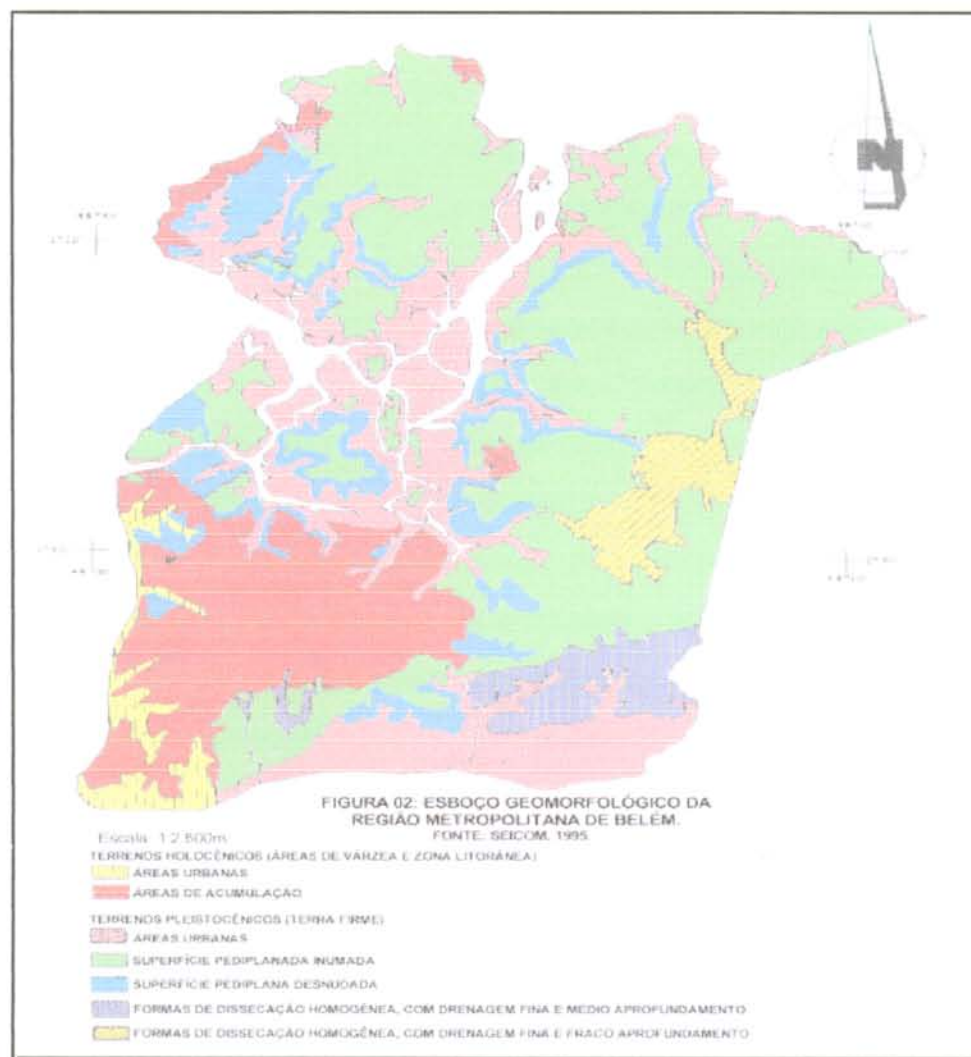


Figura 1.10– Mapa geomorfológico da região metropolitana de Belém (PARA, 1995).

A Planície Amazônica situa-se acompanhando as margens do rio Guamá, do “furo” das Marinhas e do baixo curso de seus afluentes. É caracterizada por uma área plana com leve declividade, formada por depósitos aluviais quaternários.

A Planície Amazônica apresenta áreas alagadas ou inundáveis periodicamente pelas chuvas ou pela cheia dos rios e a rede hidrográfica nessa unidade está sob a influência das marés.

1.5.5.3- Geologia local

Na área do Aurá, a partir da superfície do terreno e com base nas sondagens efetuadas, a geologia apresenta uma cobertura sedimentar do período Terciário, pertencentes

ao Grupo Barreiras. Os sedimentos e rochas que compõem as unidades litoestratigráficas apresentam-se inconsolidados ou pouco consolidados.

As sondagens elétrico verticais (SEV), as perfilagens de raios gama em poços e perfurações tipo SPT, realizadas na área em 1991 e analisadas detalhadamente por Bastos (1991), mostram que a geologia local da área é constituída de sedimentos argilosos a siltosos de coloração variegada, mudando para areia média creme, com intercalações de argilas concrecionadas (concreções limoníticas) e níveis de areia fina vermelha e siltes variegados. Acima dessa seqüência, encontram-se intercalações de siltes argilosos, amarelados, siltes arenosas vermelhos, argila siltosa cinza escura com matéria orgânica e níveis de areia grossa com seixos cremes e pedregulhos vermelhos (Figura 1.11).

A profundidades maiores há uma sucessão de estratos arenosos e argilosos; não se dispõe de perfuração na área que possa fornecer uma descrição precisa com as espessuras desses estratos.

O topo da Formação Pirabas situa-se a cerca de 90 m de profundidade, com base em uma perfuração próxima; a profundidade do embasamento ainda não é conhecida na área.

1.5.6- Hidrogeologia

O sistema hidrogeológico, na parte superior do terreno, é constituído por rochas sedimentares do Quaternário e do Grupo Barreiras. A litologia dessas unidades geológicas possuem interstícios entre seus grãos apresentando características como porosidade e permeabilidade, possibilitando o armazenamento e transporte de água e/ou outros fluidos ou compostos dissolvidos na água.

A zona saturada apresenta em sua parte superior camadas argilosas sobrejacendo a estratos arenosos. Em profundidades maiores há uma seqüência de estratos argilosos e arenosos. Os aquíferos na região metropolitana de Belém consistem principalmente de estratos horizontais ou sub-horizontais. Os principais aquíferos são constituídos pelos sedimentos clásticos arenosos de origem continental do Quaternário e do Grupo Barreiras, e pelos arenitos de origem marinha da Formação Pirabas, estes em profundidades maiores que 80 m. A distribuição desses aquíferos é irregular da superfície até uma profundidade de aproximadamente 100 m. As características hidrodinâmicas desses aquíferos também apresentam uma grande amplitude de variação. O gradiente hidráulico e a velocidade de escoamento das águas subterrâneas são pequenos devido ao relevo relativamente plano e à presença generalizada de sedimentos argilosos (Tancredi *et al.*, 1981; PARÁ, 1995).

A zona insaturada é formada por sedimentos argilo-arenosos, lateritos e argilas. Sua espessura varia de 5,60 m na parte mais alta da área a 0,00 m nas margens da Baía de Guajará.



Figura 1.11 - Coluna litológica da área (modificado de Bastos, 1991)

De acordo com o mapa geológico apresentado na Figura 1.12, os resíduos sólidos estão depositados, principalmente, em locais onde afloram materiais arenosos e silto-arenosos. Esse fato possibilita a infiltração do chorume até atingir a zona saturada e sua posterior migração no sentido do fluxo das águas subterrâneas.

Os aquíferos do Quaternário têm distribuição espacial irregular e são formados por areias finas a médias e quartzosas de origem continental, em geral de planícies aluviais. Devido à pequena profundidade e constituição arenosa, apresentam elevada vulnerabilidade à contaminação, principalmente por fossas e esgotos.

Os aquíferos constituídos pelos sedimentos do Grupo Barreiras apresentam areias finas a médias, às vezes grossas, conglomeráticas, quartzosas, de origem continental, podendo também apresentar níveis lateríticos. Os aquíferos do Grupo Barreiras têm uma distribuição espacial irregular com espessura, profundidade, continuidade lateral e características hidrodinâmicas muito variáveis. São os mais explorados na Região Metropolitana de Belém, atingem uma profundidade máxima de 100 m (PARÁ, 1995).

Os aquíferos da Formação Pirabas encontram-se a partir de 100 m de profundidade e são constituídos por areias e arenitos de granulação fina e grossa, intercalados com argilas, margas, calcários e argilitos, são de utilização restrita ao poder público e algumas indústrias devido ao elevado custo de captação, apresentando uma grande extensão lateral, assim como espessuras de centenas de metros.

1.5.7- Topografia

A área do aterro possui atualmente 118 ha e um perímetro total de 6.100 m. A deposição de lixo em camadas irregular ocupa aproximadamente 25 há equivalente a 21% da totalidade da área (PMB, 1997). As cotas mais altas da área, da ordem de 15 a 20 m, ocorrem ao norte da mesma, enquanto que ao sul dominam cotas mais baixas de 5 a 6 m. Entretanto, o acúmulo de lixo alterou consideravelmente o relevo original, induzido fluxos superficiais em diversas direções. O modelo computacional simula a alteração topográfica causada pela deposição desordenada dos resíduos sólidos (Figura 1.13).

O relevo natural do terreno apresenta uma declividade média de 1%, com caimento no sentido norte para sul, direcionado o escoamento das águas superficiais para os igarapés Santana de Aura, Santo Antônio, rio Aura e rio Guamá. As características geomorfológicas podem ser resumidas na Tabela 1.5.

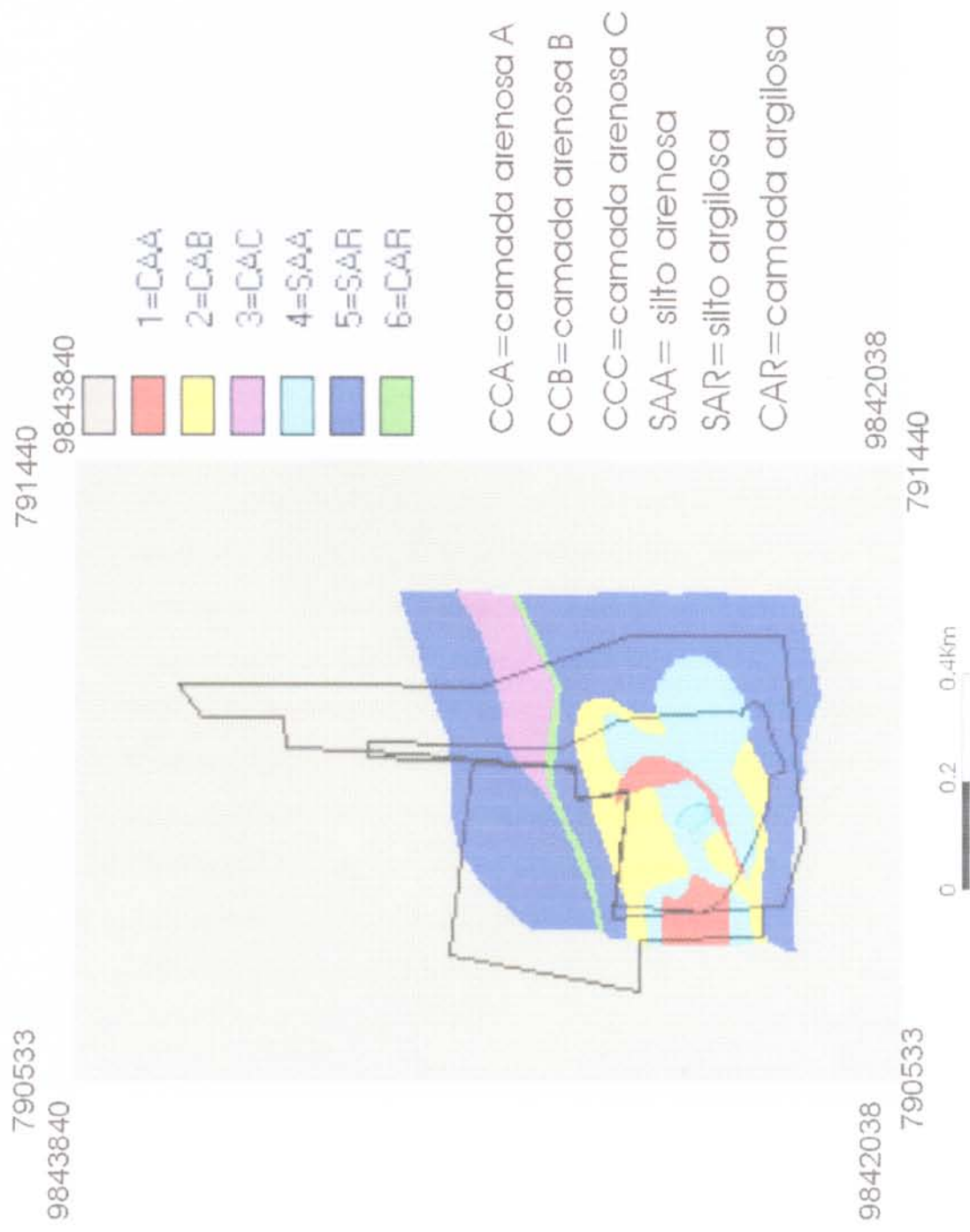


Figura 1.12- Geologia geral da área (modificada de Bastos, 1991)

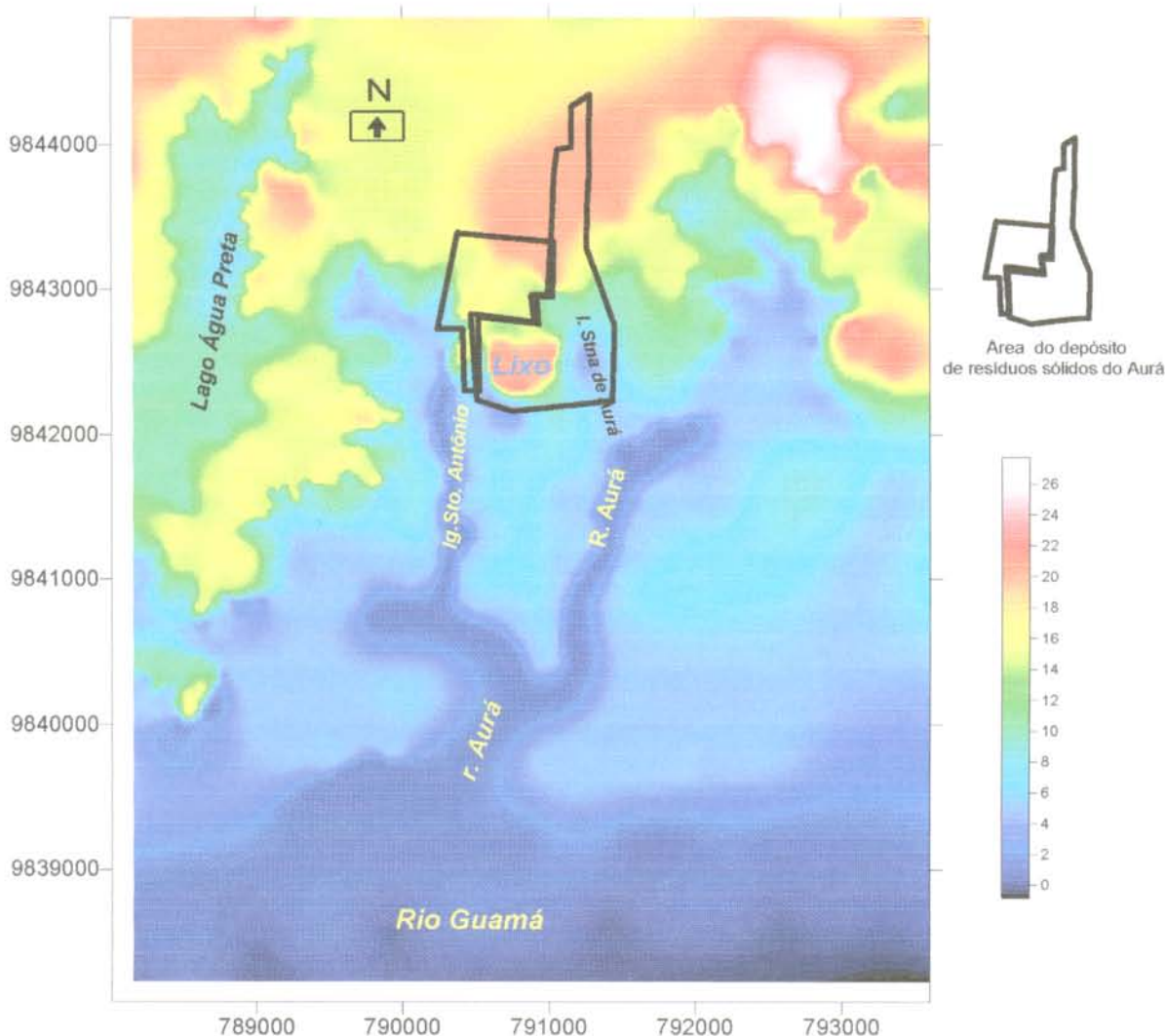


Figura 1.13 - Modelo topográfico na área de abrangência de depósito de resíduos sólido do Aurá, mostrando a alteração topográfica causada pelos resíduos sólidos depositados.

Na circunvizinhança do lixão, predomina uma vegetação autóctona, onde encontra-se uma grande extensão de floresta equatorial preservada e mata ciliar nas margens dos igarapés, a vegetação original foi devastada ao norte do depósito, devido a exploração de jazidas de argila e posteriormente pela deposição de resíduos sólidos, causando a descaracterização da geomorfologia original. A Tabela 1.6 resume as características da vegetação (PMB, 1997).

Tabela 1.5- Características geomorfológicas da área do depósito de lixo de Belém

Área	Cota Superior	Cota Inferior	Desnível (m)	Ocupação
Centro norte	20	8	12	Área devastada por exploração
Perímetro Norte	20	10	10	Infra-estrutura de apoio
Perímetro Sul	8	5	3	Lagoa de chorume e mata natural
Perímetro Leste	10	5	5	Mata natural, ciliar e igarapé.
Perímetro Oeste	14	6	8	Aterro de lixo

Fonte: PMB (1997)

Tabela 1.6- Características vegetais e ambientais da área do depósito de lixo de Belém

Área	Tipo de floresta	Situação atual
Centro Norte	Floresta equatorial	Devastada pela exploração de jazida de argila e disposição de resíduos sólidos
Perímetro Leste	Floresta e mata ciliar	Preservada
Perímetro Oeste	Floresta equatorial	Degradada devido ao aterramento de lixo
Perímetro Norte	Floresta equatorial	Parcialmente preservada
Perímetro Sul	Mata de Igapós	Parcialmente preservada

Fonte: PMB (1997).

2- PROBLEMÁTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

O crescimento quantitativo e qualitativo do lixo é determinado pelo crescimento da população, pelos hábitos culturais e de consumo. A migração da população das áreas rurais para as zonas urbanas tem contribuído para o aumento da geração de lixo nas cidades, transformando-se num problema para os órgãos de saneamento. A concepção e atitude da população em relação ao problema de resíduos sólidos, também têm evoluído com o tempo. Na década de 70 a preocupação se limitava à remoção do lixo das residências; já na década de 80 essa preocupação foi se estendendo para os problemas ambientais causados pela forma de deposição do lixo: Dessa maneira, os resíduos sólidos alcançaram conotação política, científica e social. Na maioria dos países desenvolvidos, os órgãos responsáveis pelo saneamento têm legislado em relação à deposição dos resíduos sólidos (*Environmental Protection Agency EPA* nos Estados Unidos e *CETESB* no Brasil) (Hassuda, 1997).

Em geral, na maioria dos países em via de desenvolvimento como o Brasil, não há ferramentas jurídicas, metodológicas e operacionais claras que permitam orientar a gestão de resíduos sólidos. Não obstante, no Brasil algumas instituições têm produzido documentos que orientam a gestão de resíduos sólidos, entre eles o "Manual de Gerenciamento Integrado sobre Lixo Municipal" publicado pelo IPT (1995) e o Manual sobre Construção de Aterros Sanitários da CETESB (1986).

Segundo o IBGE (1996), o Brasil produz 96.287 t/dia de lixo domiciliar do qual 47,6% são depositados a céu aberto, 1,6% é jogado em áreas alagáveis, 21,9% são depositados em aterros controlados, 23,3% em aterros sanitários, sendo que 3% são submetidos ao processo de compostagem, 2,2% são reciclados e apenas 0,2% é incinerado. Dos resíduos especiais (hospitais) 0,1% é aterrado. O mesmo estudo mostra que 78% da população do Brasil contam com coleta de lixo, sendo este serviço fortemente diferenciado conforme a renda da população. Assim, possuem serviço de coleta de lixo 51,3 % da população com renda de até 1 salário mínimo (SM), 56,8% da população entre 1-2 SM, 68% da população de 2 a 5 SM e 89% das classes com renda superior a 5 SM (IPEA, 1996).

No Brasil em média 99% dos resíduos gerados são dispostos sobre o solo; deste montante 76% são dispostos a céu aberto e 13% em aterros controlados. Essa situação contrasta com os dados apresentados na Tabela 2.3 sobre o destino final dos resíduos domésticos dos países desenvolvidos, onde grande parte dos resíduos é depositada em aterros sanitários ou são incinerados (IPEA, 1996).

Em Belém, o depósito de lixo do Aurá recebe diariamente 1.230 toneladas da RMB e

ultimamente os resíduos de fossas sépticas da cidade de Belém, apesar das recomendações feitas pelo EIA/RIMA-SESAN (1991), o terreno não foi impermeabilizado com a camada de argila indicada e também não foi elevado o nível do terreno em alguns lugares para a cota de 6 m. Essa situação permite a migração dos poluentes através da zona não saturada atingindo a zona saturada onde estes se deslocam na forma de pluma com os fluxos da água subterrânea na direção dos rios Aurá, Santo Antônio e Guamá.

Na época de seca, o lixo é depositado e coberto com material extraído na vizinhança, podendo caracterizar esse sistema de deposição como aterro quase controlado (ABNT, 1985). Por outro lado, na época de chuva, a área torna-se de difícil acesso; as condições das estradas internas não permitem a entrada dos veículos que transportam o lixo, tendo que ser descarregado em lugares improvisados. Nessas condições o lixo é abandonado a céu aberto até a época seca, quando é possível colocar a cobertura. No ano de 1998, data em que a Secretaria de Saneamento da Prefeitura Municipal de Belém SESAN realizou a avaliação da qualidade das águas subterrâneas do depósito de lixo, o chorume estava sendo canalizado para duas lagoas de “estabilização” existentes na parte sul da área.

Atualmente, apesar dos avanços significativos no projeto técnico de Saneamento Ambiental do Complexo de Destino Final de Resíduos Sólidos do Aurá - PA conhecido como projeto de Biorremediação, o chorume continua fluindo para as lagoas localizadas no sul da área de onde é canalizado para a vegetação, atingindo principalmente os igarapés Santana de Aurá, Jaruca e o igarapé Santo Antônio. O deslocamento superficial do chorume é favorecido pelo fluxo e refluxo da maré que penetra até a área de depósito dos resíduos sólidos.

2.1- O LIXO NA CIDADE DE BELÉM

A produção *per capita* de lixo está diretamente relacionada com o desenvolvimento econômico do país, sendo maior nos países desenvolvidos (Tabela 2.3). A nível mundial a média de produção *per capita* de lixo situa-se em torno de 1 kg/pessoa/dia; no Brasil o valor médio é de aproximadamente 0,66 kg/pessoa/dia (IBGE, 1980).

A Tabela 2.1 mostra a população da região metropolitana de Belém, segundo os dados do IBGE (2000) e as estimativas do *Diário Oficial da União* (30-08-96). Para efeitos da projeção da população até o ano 2005, foi considerada a taxa de crescimento populacional de 2,65% (IBGE, 1996) e os dados da população referenciados por PMB (1997). Na quantificação total de lixo domiciliar disposto usou-se o valor da produção *per capita* de resíduos de 0,66 kg/hab./dia (IBGE, 1980).

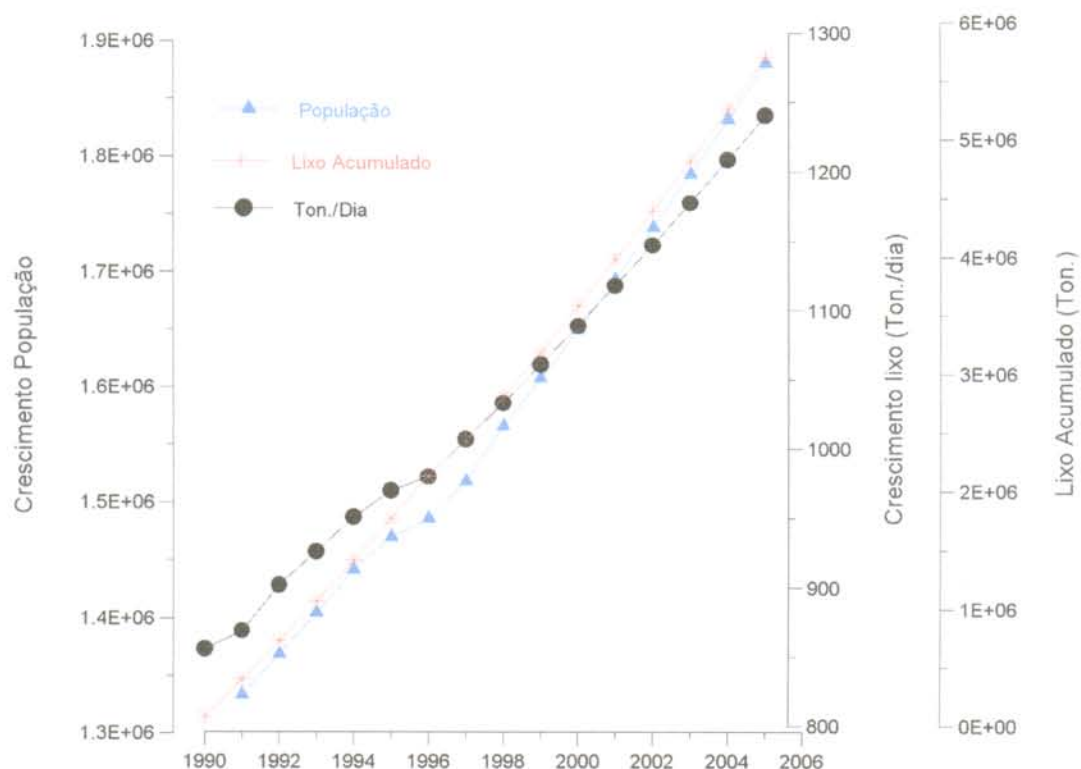


Figura 2.1- Estimativas do crescimento da população e produção de lixo na Região Metropolitana de Belém.

Tabela 2.1 - População total, urbana e rural da RMB e municípios integrantes – 1991

Situação domicílio	Belém		Ananindeua		Benevides/ Marituba		Sta, Bárbara do Pará		RMB	
	População	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%	Habitantes	%
Urbana	849,187	91,1	74,051	7,95	5,901	0,63	2,460	0,26	931,599	100
Rural	395,502	84,2	14,100	3,00	53,783	11,4	6,321	1,35	469,706	100
TOTAL	1,244,689	88,8	88,151	6,29	59,684	4,26	8,781	0,63	1,401,305	100

Fonte: IBGE (2000).

Para essa finalidade considerou-se a população urbana dos municípios de Belém, Marituba e Ananindeua, que são as cidades que atualmente depositam seus resíduos sólidos na área do Aurá (Tabela 2.2). A projeção de produção de lixo domiciliar para o ano 2005 é aproximadamente de 1240 ton/dia. Nessa data serão acumuladas cerca de 5 761.827 toneladas de lixo (Figura 2.1).

Tabela 2.2 - Projeção da população urbana (Belém, Ananindeua, Benevides/Marituba) e de resíduos sólidos até o ano 2005.

Ano	População	Diária Ton.	Anual Ton.	Acumulado Ton.	Diário m ³ (1)	Anual m ³	Acumulado M ³
1990*	1297519	856	77040	77040	1112	405880	405880
1991	1332840	869	320830	397840	1142	416830	822710
1992	1368160	902	329230	727100	1172	427780	1250490
1993	1404416	926	337790	1064890	1203	439095	1689585
1994	1441633	951	347115	1412005	1236	451140	2140725
1995	1469836	970	354050	1766055	1261	460265	2600990
1996	1485669	980	357700	2132755	1274	470658	3071648
1997**	1518139	1017	309168	2495104	1322	483397	3555045
1998	1565453	1033	371951	2867056	1359	496207	4051253
1999	1606937	1060	381808	3248864	1395	509357	4560609
2000	1649521	1088	391926	3640790	1432	522855	5083464
2001	1693233	1117	402312	4043103	1470	536710	5620175
2002	1738104	1147	412973	4456076	1509	550933	6171108
2003	1784164	1177	423917	4879994	1549	565533	6736641
2004	1831444	1208	435151	5315145	1590	580520	7317160
2005	1879977	1240	446682	5761827	1633	595903	7913064

Fonte: IBGE (2000); PMB (1997) (1990-1997); IPEA & COHAB (1997).

* a partir de outubro/90

** até outubro/97b

(1) a densidade base para o cálculo foi de 0,76 ton/m³

2.2- CARACTERÍSTICAS DO LIXO DE BELÉM

O lixo dos países desenvolvidos apresenta menor proporção de matéria orgânica e maior produção de papel e plástico (Tabela 2.3). Na maioria dos países as categorias de papel e matéria orgânica participam com a maior parte da composição de resíduos sólidos. O principal componente do lixo da cidade de Belém é a matéria orgânica com 58% do total. O teor de material reciclável, papel, papelão, plásticos, metais e vidros giram em torno de 36%. O lixo público e o lixo domiciliar são as duas fontes majoritárias dos resíduos sólidos da cidade de Belém, com uma participação de 43,73% e 33,75% respectivamente (Tabela 2.4 e 2.5) (PMB. 1997).

De acordo com o conteúdo de matéria orgânica e material plástico, a cidade de Belém pode ser classificada como cidade de média a baixa renda (Grossi, 1989) (Tabela 2.6). No Brasil a matéria orgânica é o principal componente do resíduo doméstico, com valor médio aproximado de 64,4%, mostrando que a composição de lixo da cidade de Belém encontra-se dentro os padrões das principais cidades brasileiras, em relação ao conteúdo de matéria orgânica (Tabela 2.4).

Tabela 2.3 – Densidade demográfica, produção de lixo *per capita*, e formas de destino final de resíduos sólidos de alguns países.

País	Densidade Demogr.	Lixo Per-capita	Destino final de resíduos domésticos (%)				
	Pessoas/km ²	Kg/pessoa /dia	Aterro Sanitário	Incineração	Reciclagem	Compos-tagem	Sem coleta
Áustria	94,2	0,6	64,0	20,0	-	16	
Canadá	2,2	2,7	95,0	4,0	1,0	-	-
França	98,7	00,5-2,5	47,,9	41,9	0,6	8,7	-
Japão	1452,0	0,9-1,1	29,6	67,6	-	2,8	-
África do sul	28,6	1,0	69,2	20,8	3,1	3,8	3,9
UK	232,2	0,9	88,0	11,0	1,0	-	-
USA	25,3	1,6	83,0	6,0	11,0	-	-
Brasil *	17,3	0,6	23,0	0,1	-	0,9	76

COMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DOMÉSTICOS

	Papel	Orgân.	Vidros	Plástico	Metais	Têxteis	Inertes	Outros
Áustria	22,4	27,8	5,3	10,3	4,2	2,2	4,6	23,2
Canadá	38,9	33,9	6,5	4,9	6,2	3,6	1,8	4,4
França	30,0	25,0	12,0	6,0	5,0	4,0	-	18,0
Japão	31-37	10-16	14-16	14-16	5,6-6,4	3,8	-	-
África do sul	33,0	31,0	12,0	7,0	7,0	-	0,0	9,0
UK	33,9	23,4	14,4	4,2	7,1	4,1	-	12,9
USA	35,6	29,0	8,4	7,3	8,9	2,0	-	8,7
Brasil**	14,4	64,4	1,1	12,0	3,2	-	-	4,5

Fonte: IPT (1994); CARRA, *et al. apud* HASSUDA (1997)

10% aterro sanitário + 13 % aterro controlado

** dados de são Paulo

Tabela 2.4 - Participação percentual dos diferentes tipos de lixo da cidade de Belém

Tipos de lixo cidade de Belém		Composição gravimétrica de lixo de Belém	
		Componentes	% peso (base úmida)
Lixo público	43,73%	Matéria orgânica	58
Lixo domiciliar	33,75	Papel e papelão	14
Lixo de feiras e mercados	3,67%	Plásticos finos e grossos	18
Lixo Industrial e comercial	0,45%	Metais	2
Lixo hospitalar	0,38%	Têxteis, couro e borracha	4
Outros	18,02%	Vidro, terra e pedra	2
		Madeira	1
		Outros	1
TOTAL	100 %	TOTAL	100 %

Fonte PMB (1997).

Tabela 2.5 - Outras características do lixo de Belém

Características do lixo de Belém		Composição do lixo velho(7 anos de estabilização) de Belém	
Umidade do lixo	63%	Componentes	% Peso (base úmida)
Umidade da matéria orgânica	61%	SGL: Segregado leve graúdo	5,2
Resíduos secos	37%	SPG: Segregado pesado graúdo	36,2
Sólidos voláteis c/umidade	70%	SPM: Segregado pesado miúdo	58,2
Sólidos fixos	45%		
PH	8,11%		

Fonte: PMB (1997). SGL: plásticos, trapos, couros, etc.; SPG: metais, vidros, pedras, etc.; SPM: argila, areia, cinza, matéria orgânica crua.

Tabela 2.6 - Características dos Resíduos Sólidos Municipais (RSM) de algumas cidades do Brasil e de cidades de acordo com a renda.

RSM para cidades de varais rendas				RSM. para algumas cidades do Brasil					
	alta	média	Baixa	Belo Horizonte	Brasília	Rio	São Paulo	Manaus (1)	Belém (1)
Densidade (kg/m ³)	250-500	170-300	100-170	223	215	240	185	-	-
% umidade	40-80	40-60	20-30	48,8	49,7	49,6	53,4	-	63
M. orgânica	40-85	20-65	20-50	49,37	24,43	34,53	50,07	20,7	58
Papel	1-10	15-40	15-40	16,77	26,17	28,70	18,42	33,7	14
Plástico	1-5	2-6	2-10	3,90	2,37	3,13	7,82	3,1	18
Borracha/couro	1-5	-	-	0,37	0,59	0,25	0,76	,	
Têxtil	1-5	2-10	2-10	2,19	3,60	3,30	1,22	3,6	4,0
Madeira/osso	1-5	-	-	0,93	3,00	1,13	5,82	1,1	1,0
Vidro/cerâmica	1-10	1-10	4-10	2,45	3,07	4,30	2,90	33,6	2,0
Metais	1-5	1-5	3-13	3,32	3,40	3,21	4,09	3,0	2,0
Diversos inertes	1-40	1-30	1-20	20,70	33,40	21,45	8,90	1,0	1

Fonte: *Cointreau *apud* Grossil (1989).

Têxtil para Belém e Manaus inclui o couro

**CETESB *apud* Grossi (1989)

(1) Lima (1995).

2.3- TRABALHOS DE PESQUISA DESENVOLVIDOS NA ÁREA

Em 1991, como requisito para implementar e operar o Complexo de Destino Final do Resíduo Sólido da Região Metropolitana de Belém, foram elaborados o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e seu respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA).

Segundo o EIA/RIMA, o complexo entraria em funcionamento com uma usina de Incineração para Lixo Hospitalar, uma Usina para Reciclagem e Compostagem, um Aterro Sanitário e duas Lagoas de Estabilização. Nessa época a usina de compostagem e reciclagem teria a capacidade de beneficiar 600 ton/dia de lixo domiciliar e 7 ton/dia de lixo hospitalar. O aterro só receberia as cinzas produzidas na usina de incineração e o material que não fosse possível reciclar ou compostar.

Os estudos realizados na elaboração do EIA/RIMA identificaram o lençol freático próximo à superfície, situação que justificou a recomendação de impermeabilizar a área

destinada ao depósito de lixo com 50 cm de material argiloso compactado. Além disso, também foi aconselhado elevar do terreno com o mesmo material argiloso em algumas áreas até a cota de 6m. O mesmo estudo assinalava que, no lugar destinado para o funcionamento das lagoas de estabilização de chorume, o material argiloso não se podia retirar e indicava a construção de drenagens para canalizar as águas pluviais e o chorume, que deveria ser tratado num sistema de lagoas de oxidação anaeróbia e facultativa.

O EIA/RIMA, finalmente concluía, que a implantação do complexo teria que ser continuamente monitorado ambientalmente, mesmo reconhecendo que a sua implantação proporcionaria significativas melhorias na qualidade de vida da população de Belém e Ananindeua. Algumas recomendações adicionais foram feitas, entre as quais se destaca o estabelecimento de um programa de educação ambiental direcionado à coleta seletiva e transformação do aterro sanitário em aterro energético.

Oliveira (1997) quantificou metais pesados em solos e sedimentos, nos arredores do depósito de lixo do Aurá. O estudo revelou que os sedimentos do rio Aurá apresentam teores elevados dos metais Cu, Zn, Cr, Hg e, especialmente, valores anômalos em Cd. Todas as amostras de solos coletadas nos arredores do lixão foram consideradas contaminadas por Cd, enquanto que 75% das mesmas apresentaram valores anômalos de Cr.

Bastos (1991) determinou a resistividade aparente do terreno com o método de eletrorresistividade, usando a técnica de sondagens elétrica verticais (SEV). O mesmo autor efetuou a perfilagem de raios-gama em 7 poços construídos na área, antes desta ser transformada em depósito de lixo. Os dados obtidos mostraram a existência de camadas concrecionadas com elevados valores de resistividade elétrica intercaladas com camadas de areia, siltes e argilas. As análises de raios-gama permitiram deduzir que os primeiros 20 metros de profundidade são formados por argila e areia. Bastos (1991) encontrou a existência de três camadas de areia no lugar onde atualmente estão sendo depositados os resíduos sólidos, situação que facilitaria a infiltração do lixiviado produzido na decomposição dos mesmos.

O Centro de Geociências da Universidade Federal do Pará tem desenvolvido diversos trabalhos na área de geoquímica ambiental, direcionado na sua maioria à identificação e à quantificação de poluentes orgânicos e inorgânicos de origem antropogênica, em sedimentos e águas. Os estudos têm avaliado parâmetros físicos, físico-químicos, bioquímicos e em alguns casos bacteriológicos. Alguns trabalhos avaliaram a qualidade das águas consumidas pela população de baixadas, e das águas dos reservatórios, para o consumo domiciliar dos lagos Água Preta e Bolonha (Menezes, 1985; Ribeiro, 1992).

Estudos geoquímicos das águas e sedimentos dos principais canais de drenagem e do

igarapé Tucunduba foram realizados por Mazzeo (1991) e Nascimento (1995). A caracterização geoquímica geral das águas dos aquíferos das unidades geológicas do Quaternário, da Formação Pirabas e do Grupo Barreiras, foi realizada por Sauma Filho (1996). Esses estudos de qualidade das águas têm sido desenvolvidos especialmente nas áreas onde o abastecimento de água domiciliar é difícil ou inexistente.

A avaliação dos parâmetros físico-químicos, bioquímicos, bacteriológicos e metais traço, mostraram que de 30 a 40% das águas distribuídas pela COSANPA e as águas extraídas de poços rasos perfurados, não eram adequadas para o consumo humano. O mesmo trabalho mostrava ausência de cloro residual nos pontos finais de distribuição, valores de Fe e Al acima dos padrões de potabilidade e presença de coliformes totais. Em geral os trabalhos indicavam que em Belém não há indícios de contaminação de águas e solo em grande escala. Os problemas de poluição, geralmente localizados poderiam estar sendo causados pela falta de saneamento e a disposição inadequada de lixo urbano e curtumes (Mazzeo, 1991).

As águas e sedimentos dos principais canais de drenagem de Belém, e o canal do Tucunduba, têm sido objeto de estudos geoquímicos ambientais (especialmente para Ca, K, Mg, Fe, Zn, Ni, Cd, Pb), mostrando que os canais são seriamente afetados pela descarga fluvial, esgoto e influência de marés estuarinas. A regularidade da distribuição dos elementos $Na > Ca > K > Mg$ nas águas dos canais mostram como fonte principal o esgoto doméstico. Os valores elevados de Cr encontrados no Tucunduba estão associados à presença de curtumes, em quanto que o mercúrio encontrado no canal Reduto, têm como possível fonte as clínicas odontológicas da área (Mazzeo, 1991). Estudos de Nascimento (1995) indicaram a maioria dos metais associados com as fases geoquímicas móveis, especialmente com a fase geoquímica redutível ou de óxidos de Fe e Mn.

2.4- PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

A decomposição do lixo engendra processos de mistura e ação bacteriana com a produção de gases e chorume. Esses processos dependem das condições de umidade, mas ocorrem de maneira independente. A produção de gás em condições normais de umidade pode terminar nos primeiros 30 anos, porém a produção de chorume pode durar muito mais tempo (Lee & Jones-Lee, 1996).

Os resíduos sólidos são decompostos por processos aeróbios e anaeróbios. A decomposição dos resíduos passa por três estágios. No estágio inicial, fase aeróbia ou fase 1, a matéria orgânica presente nos dejetos é decomposta com produção de dióxido de carbono,

água, e substâncias químicas na forma oxidada. Nesta etapa, o processo é exotérmico, originando a elevação da temperatura para o estágio mesofílico ou até termófilo. Esta fase ocorre com bastante rapidez (2 semanas) dado o elevado consumo de oxigênio presente no meio (Rhyner *et al.*, 1995; Lima, 1995).

Com o esgotamento do oxigênio, novos tipos de bactérias facultativas e anaeróbias são desenvolvidos, dando início à fase ácida ou fase 2. Nesta fase, predominam as bactérias acetogênicas, com capacidade de hidrolisar a celulose, liberando ácidos graxos, lipídios e proteínas. Nesta fase, a temperatura cai para a faixa de 29°C a 45°C característico do estágio mesófilo. A liberação de CO₂ faz que o pH seja reduzido para valores compreendidos entre 5,2 e 6,8, e os valores de condutividade elétrica sejam elevados por causa de ácidos e sais. Os baixos valores de pH solubilizam a maior parte dos sais presentes, permitindo a sua mobilidade na forma dissolvida; o processo de produção de metano é inibido pelos baixos valores do pH, que se tornam tóxicos para as bactérias responsáveis pela sua produção. O tempo de retenção desta fase é relativamente curto, variando em torno de 60 dias (Rhyner *et al.*, 1995; Lima, 1995).

Posteriormente, os compostos sintetizados na fase ácida são atacados por novos grupos de bactérias metanogênicas, iniciando a fase metanogênica instável ou fase 3. Nessa fase, o valor do pH aumenta estabilizando-se na faixa neutra; e a condutividade elétrica diminui dado o consumo de ácidos orgânicos e a temperatura estabiliza-se próximo de 30°C. O tempo de retenção é um pouco longo aproximadamente 2 anos. Na fase metanogênica instável é produzido ácido acético, dióxido de carbono, uma parcela de gás metano, indol e mercaptanas, entre outros. Mesmo em pequenas concentrações, a presença de amônia, sulfetos solúveis, sais de cobre, níquel e zinco, podem ser tóxicos para as bactérias anaeróbias, podendo ser a causa dos grandes tempos de retenção deste processo (Jewell¹ *apud* Lima, 1995).

As bactérias metanogênicas passam a dominar seletivamente o meio, na medida que as variações bioquímicas cessam ou são potencialmente reduzidas. Esta fase é denominada fase metanogênica estável, ou fase 4 e caracteriza-se pela produção de gás metano e dióxido de carbono, com valores de temperatura inferior a 30°C, pH estabilizado entre 7,0 a 7,2 e um potencial redox variando de -330 a -600 mV. Os dois principais compostos produzidos nesta fase são o metano (60%) e gás carbônico (40%). O chorume do ponto de vista de metanização, é considerado como perda e produto da ineficiência do processo (Lima, 1995).

¹ Jewell, w.j. 1980. *In: Anaerobic digestão* /eds, D, A, Stafford B,I, Wheathey And D,E, Hughes) Proc, 1st, Int, Symp, Na Dig, Cardiff, Apllied Science

Segundo Rathje² *et al. apud* Rhyner *et al.* (1995), todo o processo de decomposição pode ocorrer mais lentamente que o normalmente esperado e em condições de pouca umidade pode prolongar-se décadas.

2.4.1- Balanço químico do processo aeróbio

A decomposição aeróbia caracteriza-se pela presença de oxigênio, que atua principalmente na transformação da matéria orgânica que é o principal componente dos resíduos sólidos. Esta matéria orgânica serve como substrato e alimento dos microorganismos responsáveis pela sua transformação. Tchobanoglous³ *et al., apud* Rhyner *et al.*, 1995, mostra o processo segundo a Equação 2.1.



onde:

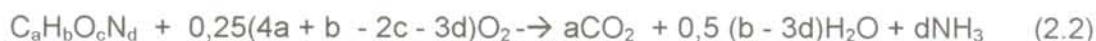
$C_aH_bO_cN_d$ = representação química do lixo

$r = 0,5[b - nx + 3d(d - nx) + r - c]$

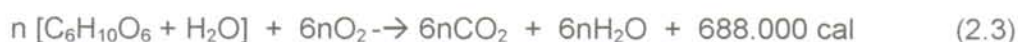
$s = a - nw$

n = número de moles de $C_wH_xO_yN_z$ produzido a partir de um mol de $C_aH_bO_cN_d$

A existência de NH_3 , está determinada pela presença de oxigênio que em quantidades suficientes pode oxidar o NH_3 para NO_3^- . O balanço estequiométrico apresentado na Equação 2.1 corresponde ao processo de transformação ou oxidação incompleta. O mesmo autor apresenta a equação do processo aeróbio completo da seguinte maneira:



Lima⁴ *apud* Lima (1995), apresenta o processo aeróbio segundo a Equação 2.3.



onde, $C_6H_{10}O_6$ representa a composição química do lixo.

Sherly *et al.* (1994) representam os processos de degradação aeróbia dos dejetos

² RATHJE, W,L.; HUGHES, W,W.; ARCHER & WILSON, D,C, Source reduction and Landfill Myths, paper presented at ASTSWMO national Solid Waste Forum o Integrated Municipal Waste Management, Lake Buena Vista, FL, July 17-20, 1988,

³ TCHOBANOGLIOUS, G, F, L, Burton, and Metcalf and Eddy, Inc, 1991, Wastewater Engineering: Tratment, Disposal, and Reuse, McGraw-Hill Book Co., Inc, New York, NY, 1334pp,

⁴ LIMA, L,M,Q, 1981, "Methane from domestic waste" Combustion magazin, May, 1981,

domésticos segundo a Equação 2.4 a 2.9.

Oxidação da matéria orgânica:



Nitrificação:



Oxidação de sulfeto presentes na matéria orgânica:



Sistema tamponante do carbonato:



Neste caso o autor representa a matéria orgânica como CH_2O , que corresponde à forma mais simples da função química aldeído.

2.4.2- Balanço químico do processo anaeróbio

Tchobanoglous *et al. apud* Rhyner *et al.*, 1995, apresenta o balanço estequiométrico de decomposição anaeróbia segundo a Equação 2.10.



Onde: $\text{C}_a\text{H}_b\text{O}_c\text{N}_d$ = representação química do lixo

$$r = c - ny - 2s$$

$$s = a - nw - m$$

Quando o processo de redução for realizado completamente, o balanço estequiométrico ficará de acordo com a Equação 2.11.



Lima ⁵ *apud* Lima (1995), apresenta o balanço estequiométrico da decomposição anaeróbia da matéria orgânica presente no lixo segundo a Equação 2.12.



O processo de conversão bioquímica dos ácidos voláteis presentes no chorume foi

⁵ LIMA, L.M.Q, 1981, Methane from domestic waste, combustion magazin,

proposto por Hillard & Kilgour⁶ *apud* Lima (1995), nos quais os ácidos de grande peso molecular são transformados em ácido acético, e este em metano e gás carbônico. A Equação 2.13 e 2.14, mostra o processo de transformação do ácido propiônico.

- ácido propiônico



Serpa & Lima⁷ *apud* Lima (1995), definiram as condições ambientais nos processos aeróbio e anaeróbio de metanização de resíduos orgânicos do lixo urbano (Tabela 2.7).

Tabela 2.7 - Condições ambientais nos processos aeróbio e anaeróbio, no processo de metanização dos resíduos sólidos

Condições ambientais da fase aeróbia	
Temperatura (gradiente)	30-70°C
pH (neutro alcalino)	Acima de 7,0
Potencial redox	+00 a - 100 mv
Condições ambientais da fase acetogênica	
Temperatura (gradiente)	29-45°C
pH (neutro alcalino)	5,2 a 6,5
Potencial redox	- 100 mV
Condições de entorno da fase metânica instável	
Temperatura (gradiente)	22 a 37 °C
pH (neutro alcalino)	6,8 a 7,2
Potencial redox	-330 mV
Condições ambientais da fase metânica estável	
Temperatura (gradiente)	< 30 (próximo do ambiente)
pH (neutro alcalino)	7,0 a 7,2
Potencial redox	-330 a -600 mV

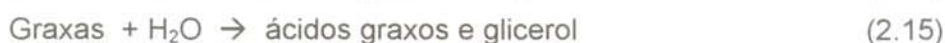
Fonte: Lima (1995)

⁶ HILLARD, W.J. & KILGOUR, R.L., 1993, Landfill gas upgradieng with Monsanto prismo separators and florence, Alabama, paper distributes at the Government Refuse Collection and Disposal Association meeting in Winnipeg, Manitoba, Canada, agosto/setembro, 1993,

⁷ SERPA, A, C.A. & LIMA, L.M.Q., 1984, Processo de metanização de resíduos orgânicos, Cap, III, Projeto Phoenix – Pesquisa de resíduos sólidos em Campinas, Prefeitura Municipal de Campinas, s,p,

Sherly, *et al.* (1994), apresentam separadamente as diferentes etapas nas transformações que podem ocorrer nos processos de degradação da matéria orgânica nos dejetos em sistemas sépticos. (Equação 2.15 a 2.19)

Hidrólise de moléculas orgânicas:



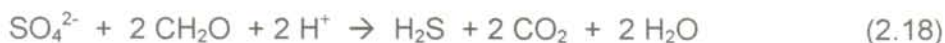
Liberação de aminoácidos:



Fermentação:



Redução do sulfato:



Fase metânica:



No processo de decomposição do lixo participam ativamente microorganismos muito sensíveis às mudanças de umidade, temperatura, pH, concentração de metais pesados ou compostos tóxicos, tipo e qualidade de matéria orgânica, etc. A celulose que representa aproximadamente 80% da matéria orgânica do lixo é formada por moléculas de glicose unidas por ligações tipo β , que não são quebradas pelos microorganismos do aparelho digestivo da maior parte dos mamíferos. Alguns ruminantes podem metabolizar a celulose mediante enzimas produzidas por bactérias presentes no rume. Em termos gerais, a matéria orgânica presente nos resíduos sólidos pode ser classificada como:

- *Constituintes solúveis em água:* tais como açúcares, amido, aminoácidos e ácidos orgânicos;

- *Hemicelulose*: produtos formados pela polimerização de açúcares formados de 5 a 6 átomos de carbono;
- *Celulose*: produtos formados por polimerização de açúcares de 6 carbonos.
- *graxas, óleos e ceras*;
- *Lignina*: principal composto encontrado no papel;
- *Proteínas*: formadas por ligação peptídica de aminoácidos.

2.5- LIXO E POLUIÇÃO

O lixo depositado em solos ou despejado nas águas e a céu aberto, assim como a sua queima descontrolada, além de ser um problema de ordem estética, é fonte de agentes patogênicos e tóxicos que representam uma grave ameaça para a saúde pública. O lixo é uma substância de alto teor energético, oferece alimento, água e abrigo para inúmeros macro e microorganismos, chegando a ser nicho ecológico de algumas espécies. Entre os principais organismos presentes nos resíduos sólidos estão os microvetores e macrovetores. Esses organismos, quando entram em contato com o homem são responsáveis pelo surgimento de doenças respiratórias, epidérmicas, intestinais e outras lesivas e até letais, como a cólera, o tifo, leptospirose, etc. (Benn & McAuliffe, 1980; Grossi, 1989; Lima, 1995).

As águas atingidas direta ou indiretamente pelo lixo podem ser poluídas física, química e biologicamente. As principais perturbações físicas estão relacionadas com o aumento da turbidez, a formação de bancos de lodo e variações de gradientes de temperatura. Essas perturbações físicas podem alterar o ciclo vital das espécies, tornando a água biologicamente inadequada para os seres vivos.

A poluição biológica das águas caracteriza-se pela elevada contagem de coliformes totais e fecais, influenciando diretamente a qualidade de vida dos microorganismos que habitam no meio aquático. O lixo é fonte de agentes patogênicos, que atingem o sistema hídrico especialmente através de líquidos percolados.

Dentre os principais efeitos da poluição química, encontra-se a redução drástica do nível de oxigênio presente na água, podendo causar a extinção da fauna e da flora. As águas atingidas pelo chorume, sofrem diminuição do oxigênio dissolvido e aumento da DBO, extinguindo os organismos aeróbios e dando lugar aos anaeróbios responsáveis pelo desprendimento de gás metano, amônio e ácido sulfídrico.

A presença de elevadas concentrações de nutrientes no chorume pode originar o fenômeno de eutroficação de águas superficiais. Este fenômeno consiste no crescimento

acelerado de organismos vivos, como as algas, que chegam a cobrir toda a superfície, reduzindo a penetração de luz e mudando as características físico-químicas e criando um ambiente impróprio para a sobrevivência de peixes, crustáceos e moluscos. O lixo pode mudar algumas propriedades químicas da água tais como a acidez, a dureza, a condutividade e o pH que podem tornar o ambiente impróprio para o sistema aquático.

Os metais pesados (Cu, Co, Cr, Ni, Zn, Cd, Hg, Pb, Mn) e compostos orgânicos tais como PCB e PAH's, que podem estar presentes no lixo são os principais poluentes de efeito cumulativo, mutagênico e cancerígeno. Além disso, os metais pesados a nível de traços tem uma função importante nos processos bioquímicos, sendo considerados como micronutrientes, mas em concentrações elevadas tornam-se tóxicos (Forstner & Wittmann, 1983; Vogl & Angino, 1985; Cyr *et al.*, 1987).

A incineração de resíduos sólidos domiciliares, emite poluentes inorgânicos (metais pesados HCl, NO_x, SO₂) e orgânicos (dibenzeno-p-dioxina e dibenzofurano entre outros) para o ar, na forma de material particulado, causando problemas ambientais e de saúde (CETESB, 1986; Lima, 1995).

2.6- COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO CHORUME

O chorume, líquido de cor escura e de mau cheiro, é originado pela decomposição da matéria orgânica do lixo depositado tanto em aterros sanitários, aterros controlados ou a céu aberto. O chorume produzido provem da umidade natural do lixo, a água de constituição dos vários materiais que sobram durante a decomposição do lixo, e o líquido proveniente da dissolução de matéria orgânica pelas enzimas expelidas pelas bactérias.

A quantidade de chorume pode aumentar quando o lixo está disposto em áreas de alta precipitação, ou quando o material de cobertura utilizado nos aterros sanitários permita a infiltração da água de chuva (Luz, 1981; Santos, 1991; Lima, 1995).

As Tabelas 2.8 e 2.9 resumem alguns dos constituintes típicos e sua concentração no lixiviado chorume segundo alguns autores consultados. Igualmente são apresentados os parâmetros de potabilidade da água segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS).

Tabela 2.8- Composição do chorume produzido na degradação de resíduos sólidos (compostos inorgânicos).

Parâmetro	(1) mg/L		(2) (mg/L)	(3) mg/L			(4) mg/L	(5) mg/L
	Varição	Media	Média	Média	Lim. Máximo			
					Tipo ^a	Média		
DBO	1.000-30.000	10.500	40					
COD	1.000-50.000	15.000	460					
DQO							1000-90000	
COT	700-10.000	3.500					200-30000	
Ácidos voláteis totais (como CH ₃ COOH)	70-28.000	-						
N total (Kjendahl)	10-500	500						
Nitrato	0,1-10	4		1.88	W	10	0.1-10	10
Amonio (NH ₄ ⁺)	100-400	300	230				10-1000	
Fosfato Total (PO ₄)	0,5-50	30						
Ortofosfato (PO ₄)	1-60	22						
Alcalinidade total (como CaCO ₃)	500-10.000	3.600					500-10000	
Dureza total (como CaCO ₃)	500-10.000	4.200						500
Sólidos totais	3.000-50.000	16.000						
Sólidos totais dissolvidos	1.000-20.000	11.000					5000-40000	1000
Condutividade (μS/cm)	2.000-8.000	6.700	6.330					
PH	5-7,5	63	6,8					6,5-8,5
Cálcio (Ca)	100-3.000	1.000	300				100-3000	
Magnésio (Mg)	30-500	700	60				100-1500	
Sódio (Na)	200-1500	700	510				200-1200	200
Potássio (K)	-	-	180				200-1000	
Cloreto (Cl)	100-2.000	980	800				300-3000	250
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	10-1.000	380					10-1000	400
Cromo total (Cr)	0,05-1	0,9		0,175	N	0,05		0,05
Cádmio (Cd)	0,001-0,1	0,05	<0,2	0,022	N	0,01		0,005
Cobre (Cu)	0,02-1	0,5		0,168	T	0,012	<10	1,0
Chumbo (Pb)	0,1-1	0,5	1,3	0,162	N	0,05	<5	0,05
Níquel	0,1-1		10	0,326	T	0,07	0,01-1	
Arsênico (As)				0,042	N	0,05		0,05
Tálio (Tl)				0,175	W	0,04		
Bário				0,853	N	1,0		-
Berílio				0,006	T	0,2		
Zinco (Zn)	0,5-30	1,2		8,23	W	0,110	0,1-100	5,0
Mercúrio (Hg)				0,002	N	0,002	<0,2	0,001
Ferro (Fe)	10-10.000	430	65	221	W	1000	1-1000	0,3
Manganês				9,59	W	0,05	0,01-100	0,1
Cianeto (CN)				0,063	T	0,7		
Metano CH ₄	60%	-	20					
Dioxido de carbono	40%	-						

Fonte: (1) Testa (1992); (2) Kjeldsen (1993); (3) Rhyner *et al.*, (1995); (4) Freeze & Cherry, 1979; Griffin *et al.*, 1976 ; Leckie *et al. apud* CPRM, 1997; (5) OMS ()

a - Tipo de exposição standard; C - U.S. EPA. Critério de saúde (Câncer); N - Critério de água para beber; T - U.S. EPA. Critério de saúde (toxicidade sistêmica); W - Critério de qualidade de água

Tabela 2.9 - Composição típica do chorume produzido originada na degradação de resíduos sólidos (compostos orgânicos).

Parâmetro	(1) (mg/L)		(2)	(3)			(5) µg/l
	Variação	Media	Média	Média	Lim. Máximo		
					Tipo ^a	valor	
Aldrin e Dieldrin							0,03
Benzeno	0-0,3	0,3	0,003	221	T	5	10
Benzo-a-pireno							0,01
Bromoetano				170	T	10	
Tetracloroeto de carbono (CCL ₄)				202	T	5	3,0
Clorobenzeno				128	T	1000	0,1-10
Clorofôrmio				195	C	5,7	
Fenol				2456	T	1.000	
p-cresol				2394	T	2.000	
Dióxido de Carbono	342.000-470.000	350.000					
4,4-DDT				0,103	C	0,1	1,0
Monóxido de carbono	0,011	-					
1,2-dicloroetano	19-59	-					10
Etilbenzeno	0-91	1,5	0,08	274	W	1400	
Endrin				16,8	T	0,2	
Heptano	0-11	0,45					
Hexano	0-31	0,8					
Isopentano	0,045-4,5	2,0					
Isopreno				1168	W	5200	
Lindano				0,02	T	4	
Matano	440.000-587.000	500.000					
Metil ciclohexano	0,017-19	3,6					
Metil ciclopentano	0-12	2,8					
Metil Etil Cetona				4151	W	2000	
Clorometileno	0-118	0,83		5352	C	4,7	
Nonano	0-24	0,54					
Percloroetileno	0-186	0,03					
Tolueno	0-357	6,8	43	1016	T	10.000	
1,1,1-tricloroetano	0-3,6	0,03		887	N	200	
1,2-dicloropano				66,7	W	5700	
Tricloroetileno	0-44	0,12	0,0002				
Tetracloroetileno	-	-	<0,001				
Triclorometano	0,61	-					
Cloruro de vinilo	0-10	2,2					
Xyleno	0-111	0,1	0,28				
m-xyleno	1,7-76	4,1					
o-xileno	0-19	1,8					
Naptaleno			0,01	32,4	W	620	
Nitrobenzeno				54,7	T	20	

Fonte: (1) Testa (1992); (2) Kjeldsen (1993); (3) Rhyner *et al.*, (1995); (5) OMS (1993)

a - Tipo de exposição standard; C - U.S. EPA. Critério de saúde (Câncer); N - Critério de água para beber; T - U.S. EPA. Critério de saúde (toxicidade sistêmica); W - Critério de qualidade de água

2.7- MOVIMENTO DO CHORUME NA FASE NÃO SATURADA E SATURADA

O deslocamento do chorume através das camadas geológicas próximas dos depósitos de lixo, se realiza na forma de pluma, que se movimenta na direção do fluxo da água subterrânea. A velocidade de deslocamento da pluma de chorume, depende de suas propriedades químicas e das propriedades do material geológico atingido.

A zona não saturada, compõe-se da água gravitacional (água que percola sob influência da gravidade), água pelicular e capilar (águas sem movimento, retidas por forças higroscópicas e capilares).

A zona não saturada representa um elo de ligação entre as águas de chuvas, superficiais e subterrâneas. Nessa zona coexistem três fases: o material sólido poroso de origem geológica ou orgânica, a fase líquida representada pelas águas e seus solutos, e a fase gasosa constituída pelo ar, vapor de água, N_2 , CO_2 , O_2 entre outros (CPRM, 1997).

O movimento da água na zona não saturada é lento, aeróbio e descendente no regime de chuvas, facilitando a lixiviação e infiltração. Os ânions como Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , são facilmente lixiviados e transportados, enquanto que os cátions que se encontram geralmente na forma de sais solúveis dependem de condições de acidez, disponibilidade de íons e o tipo de ligação.

A zona não saturada, representa a primeira e mais importante defesa natural contra a contaminação das águas da zona saturada. Devido à sua posição estratégica entre a superfície e o nível freático, pode atenuar ou retardar o movimento de contaminantes tais como metais pesados, nutrientes, químicos orgânicos, pesticidas, sais, bactérias e vírus. Processos físicos, químicos, biogeoquímicos e geoquímicos são os responsáveis pelos fenômenos de atenuação, retardamento ou transformação dos diferentes grupos de poluentes na zona não saturada (Mestrinho, 1994).

Entre os processos geoquímicos encontram-se adsorção/desorção, solubilização/precipitação, complexação/quelação e oxidação/redução. Os processos físicos por sua parte estão representados pela advecção, dispersão, retardação e filtração, enquanto que os processos bioquímicos estão representados pela decomposição de orgânicos e síntese celular. Finalmente, existem fenômenos biofísicos atuantes nos processos de retardação ou transformação como a filtração e transporte de substâncias patogênicas (Fetter, 1994; Testa, 1994).

A intensidade desses eventos e o grau de atenuação, variam em função do tipo de contaminante e das características hidrogeológicas (espessura da zona não saturada, teores e mineralogia das argilas, permeabilidade/porosidade, capacidade de troca cationica, etc.). Na

zona não saturada predominam os processos físicos e químicos, enquanto que na zona saturada imperam os fenômenos de diluição e dispersão hidrodinâmica. Em alguns casos, a capacidade de atenuação da zona não saturada é de difícil predição. No caso de fontes pontuais e permanentes como depósitos de lixo, podem modificar as condições físico-químicas do meio e saturar a sua capacidade de atenuação, permitindo a fácil migração dos poluentes para a zona saturada.

2.7.1- Processos geoquímicos que afetam o movimento dos contaminantes

2.7.1.1- Adsorção / desorção

Muitos minerais e substâncias orgânicas em contato com a água são capazes de atrair moléculas de água, íons ou liberar certos constituintes por processos de simples adsorção, devido as forças de Van Der Waals ou de sorção química. Quando as espécies iônicas trocam as suas posições, o processo é denominado de troca de íons.

A direção, quantidade e velocidade dos mecanismos de troca iônica dependem do tipo, das propriedades dos constituintes do meio e da natureza dos íons adsorvidos e dissolvidos. Entre os principais materiais que se comportam como adsorventes estão os argilo-minerais, óxido-hidróxidos de Fe e Al e as substâncias orgânicas (ácidos húmicos). Quanto maior o teor desses materiais adsorventes na zona não saturada, maior será a capacidade de retenção. Em valores de pH baixos, há uma grande quantidade de H^+ que compete pelas cargas negativas das argilas, podendo liberar cátions metálicos, especialmente quando se atinge o pH de hidrólise PI (Tabela 2.11) (Moore & Moore, 1976).

Os processos de adsorção/desorção e troca iônica podem retardar o movimento do elemento absorvido, facilitando a migração do elemento liberado. Esses fenômenos estão estreitamente relacionados com as condições físico-químicas do meio especialmente o pH e Eh, o tipo de material presente no meio e seu Ponto Isoelétrico (PI). Cada substância em particular, apresenta um valor de pH no qual possui carga zero e por conseguinte não tem capacidade de troca catiônica ou aniônica. Com valores de pH acima do PI, as substâncias carregam-se negativamente adsorvendo partículas de carga positiva (Forstner & Wittmann, 1983). A Tabela 2.10, apresenta a capacidade de troca iônica, o pH do ponto Isoelétrico PI e a área superficial de alguns constituintes do solo e sedimentos.

Os argilo-minerais, presentes nos sedimentos e solos, apresentam capacidade de troca, que aumenta na ordem de caulinita < clorita < ilita < montmorilonita. A capacidade de troca também aumenta quanto maior a área superficial da partícula (Tabela 2.10).

Tabela 2.10 - Capacidade de troca iônica, Ponto Isoelétrico (PI), e área específica de adsorção

Minerais e solos	Capacidade de troca (mEq-100g)	PH - PI	Área específica de Superfície (m ² /g)
Calcita (<2μm)	-	8-9,5	12,5
Kaolinita	3-15	4,6	10-50
Montmorillonita	5-50	2,5	50-150
Ilita	10-40	-	30-80
Clorita	10-40	-	
Vermiculita	100-150	-	
Fração orgânica de solos	150-500	-	1900
Chernozem (U.S.A)	5-25		

Fonte: Drever, (1982); Forstner & Wittmann, (1983)

2.7.1.2- Solubilização / precipitação

Quando a água entra em contato com minerais ou sólidos, a dissolução se inicia e continua até atingir o equilíbrio químico entre as espécies. O grau de solubilidade de cada substância em particular, apresenta características especiais que se encontram relacionadas com o valor do produto de solubilidade (Kps) e o produto iônico.

A solubilidade e precipitação são processos controlados pelas mudanças da concentração do pH e Eh. Com o aumento do pH, muitos metais podem ser precipitados nas águas subterrâneas, incorporando outros íons da solução (coprecipitação). Neste processo, os óxidos de Fe e Mn desempenham um papel importante.

2.7.1.3- Complexação / quelação

A complexação e quelação são processos nos quais íons metálicos e moléculas orgânicas combinam-se para formar complexos estáveis, extremamente móveis. As reações de complexação e quelação facilitam o transporte de metais e a mobilidade de diversos contaminantes orgânicos na subsuperfície. Os agentes mais comuns nas águas subterrâneas (SO₄²⁻, Cl⁻, HCO₃⁻ e OH⁻), podem complexar os cátions (Mg, Ca, Mn, Fe, Cu, Zn, Co, Ni, Sr, Cd, Tc) presentes em águas não contaminadas ou contaminadas e nos sistemas biológicos.

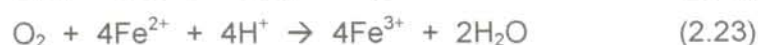
As substâncias húmicas presentes no solo podem formar quelatos com metais, aumentando consideravelmente a sua mobilidade. Krauskopf¹, *apud* Moore & Ramamoorthy (1984) cita que a facilidade de formação das ligações de ácidos húmicos com metais pesados é de três a quatro vezes maior quando os íons estão na forma bivalente em vez da forma

trivalente. Jonasson² *apud* Moore & Ramamoorthy (1984), estabeleceu uma ordem de afinidade de alguns íons metálicos com os ácidos húmicos e fúlvicos: $\text{Hg}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{N}^{2+} > \text{Co}^{2+}$.

2.7.1.4- Oxidação / redução

As reações de oxidação-redução ou redox determinam a natureza das espécies químicas na água. Mudanças nas condições de Eh e pH afetam a solubilidade e mobilidade de metais que podem ser precipitados como espécies reduzidas ou oxidadas. A precipitação ou solubilização dos diferentes metais na forma de sais é determinada pelo seu ponto de hidrólise (Tabela 2.11). A presença de oxigênio é fundamental nas reações da matéria orgânica, oxidação de sulfetos, oxidação de ferro e manganês e nos processos de nitrificação (Carvalho, 1995).

As Equações 2.21 a 2.25, representam as reações mais típicas de oxidação:



As principais reações de redução, estão apresentadas nas Equações. 2.25 a 2.29



$\text{CH}_2\text{O}^* = \text{"tipo" de composto orgânico}$

De forma genérica, o limite das condições oxidantes no subsolo, corresponde à zona de variação do lençol freático. Águas ricas em oxigênio podem penetrar através das fendas e

¹ KRAUSKOPF, K.B. 1955. Sedimentary deposit of rare metals. *Econ. Geol.* 50:411-463p.

² JONASSON, J.R. 1977. Geochemistry of sediment/water interactions of metals, including observations on availability. In: The fluvial transport of Sedimento-Associated Nutrients na contaminants, IJC/PLUARG. Shear, h., Waston, ^aE.P. (Eds.). Windsor/ont-:1977, 225-271pp.

fissuras das rochas e alcançar grandes profundidades. As condições oxidantes e redutoras podem ser alteradas em função das épocas de seca e chuvas. Essas mudanças, são de um certo modo rápidas e se traduzem em variações abruptas na composição das águas subterrâneas, em especial, na concentração de sulfatos.

Tabela 2.11 - pH de hidrólise de alguns elementos químicos

Elemento	PH hidrólise	Elemento	PH hidrólises
Fe ³⁺	2,0	Al ³⁺	4,1
Cd ²⁺	6,7	Ni ²⁺	6,7
Hg ²⁺	7,3	Sn ²⁺	2,0
Cr ³⁺	5,3	Cu ²⁺	5,3
Hg ⁺	3,0	Ag ⁺	7,5-8,0
Pb ²⁺	6,0	La ³⁺	8,0

Fonte: Dean *et al.* apud Moore & Moore (1976)

A migração de poluentes também pode ser controlada pelo sistema de carbonatos (CO₂-H₂O-CaCO₃) que, provavelmente, controlam a química das águas mediante a presença das espécies CO₂, H⁺, OH⁻, H₂CO₃, HCO₃⁻, CO₃²⁻ e Ca²⁺; equilíbrio químico, dissociação, degradação térmica e reações fotoquímicas, entre outras.

2.7.2- Processos físicos que afetam o transporte dos contaminantes

2.7.2.1- Advecção

A advecção é, provavelmente, o processo de subsuperfície mais importante que controla a migração de contaminantes através do movimento de um fluido num meio poroso. O fluxo advectivo é explicado pela lei de Darcy (CPRM, 1997).

2.7.2.2- Dispersão

A dispersão hidrodinâmica se refere à tendência de um fluido (soluto ou contaminante dissolvido num fluido), de espalhar-se em diferentes direções com o tempo. O componente mecânico de dispersão resulta do fluxo através dos espaços, tamanho e forma dos poros. Admite-se que o fluxo dispersivo pode ser expresso em função do gradiente de concentração segundo a lei de Fick (Testa, 1994).

2.7.2.3- Difusão

A difusão é o processo pelo qual constituintes iônicos ou moleculares movimentam-se na direção dos seus gradientes de concentração. A difusão de uma substância pode ocorrer na ausência de qualquer movimento hidráulico e só deixa de existir quando se anulam os seus gradientes de concentração. Quando a solução está em movimento, a difusão contribui juntamente com a dispersão mecânica, para o espalhamento do traçador ou dos poluentes (CPRM, 1997).

2.7.2.4- Volatilização

A volatilização pode ocorrer do sólido para líquido, líquido para gás ou mesmo diretamente de sólido para gás. A volatilidade depende da temperatura e da composição química do composto. Cada composto possui uma temperatura e uma pressão de vapor particular, que determina a facilidade de evaporação do mesmo. Geralmente os compostos com maior pressão de vapor se volatilizam com maior facilidade. Essa propriedade é importante especialmente para os poluentes orgânicos tais como, metano, e os compostos alifáticos, aromáticos e outros compostos orgânicos que podem estar presentes no chorume. A Tabela 2.12, apresenta valores da pressão de vapor de alguns compostos orgânicos (Testa, 1994).

Tabela 2.12 - Valores de pressão de vapor, temperatura de ebulição e solubilidade de alguns compostos identificados no chorume.

Composto	Ponto de ebulição °C	Pressão de vapor KPA	Solubilidade g/m ³
Benzeno	80,1	12,7	1780
Tolueno	110,6	3,8	515
Etil-benceno	136,2	1,27	152
p-xileno	138	1,17	185
o-xileno	144,4	0,882	175
m-xileno	139	1,10	162
Antraceno	340	1,44*10 ⁻⁶	0,075

Fonte: Testa (1994)

2.7.2.5- Filtração

A filtração ocorre quando um fluido passa através dos poros do material geológico, o qual tem a capacidade de reter alguns componentes do fluido. As camadas de argila, silte e areia fina funcionam como excelentes membranas de filtração, podendo assim melhorar a qualidade das águas subterrâneas.

2.7.3- Processos biológicos que afetam o movimento dos contaminantes

Ao contrário dos macroorganismos, os microorganismos (principalmente bactérias e fungos) podem sobreviver e se multiplicar em grandes profundidades³. Os microorganismos podem ser aeróbios, anaeróbios, aeróbios aerotolerantes e facultativos. Na biosíntese precisa-se de energia, substâncias inorgânicas, e orgânicos. A fonte de carbono para essa biosíntese, pode ser obtida de fontes inorgânicas (CO₂) ou orgânicas (série de compostos orgânicos que conformam a matéria orgânica). O processo de decomposição inclui uma série de reações complexas que envolvem a liberação e o uso de energia proveniente de reações de óxido-redução, utilização de energia livre, ciclos de respiração aeróbia e anaeróbia.

Os principais processos biológicos de interesse na migração de contaminantes na subsuperfície são a bio-degradação, bio-assimilação, bio-volatilização, bio-acumulação, e bio-mineralização (Testa, 1994).

2.7.3.1- Biodegradação de *xenobiotics*

Os *xenobiotics* são substâncias quimicamente sintetizadas ou de procedência artificial. Entre estas substâncias encontram-se os herbicidas e pesticidas, que uma vez liberados, podem permanecer na subsuperfície semanas e até anos (Tabela 2.13).

Tabela 2.13 - Permanência de alguns herbicidas e inseticidas no solo

Substância	Tempo de 75-100% de desaparecimento
DDT	4 anos
Aldrin	3 anos
Clordano	5 anos
Heptaclor	2 anos
Lindano	3 anos
Paration	1 semana

Fonte: Testa (1994)

Existe diversidade de organismos que podem decompor os *xenobiotics*, sendo os principais as bactérias e os fungos. Algumas dessas substâncias servem como fonte de energia e fonte de carbono e são metabolizadas completamente para CO₂. Outras, podem ser parcial ou totalmente decompostas, originando substâncias secundárias de maior ou menor

³ Têm sido encontrados microorganismos até 10.000 pés de profundidade

toxicidade⁴. As reações metabólicas deste tipo de substâncias são específicas e podem ter diferente índice de degradação (Testa, 1994).

2.7.3.2- Biovolatilização

Bactérias, bolores e fungos têm a capacidade de volatilizar certas espécies de contaminantes mediante processos de metilação (Me-CH_3). O composto organometálico assim formado adquire novas propriedades químicas e físicas, e os metais ligados ao grupo metil tornam-se voláteis. O mercúrio, selênio, telúrio, arsênico e estanho são exemplos de metil metais altamente tóxico e muito móveis (Rhyner *et al.*, 1995).

2.7.3.3- Bioassimilação e bioacumulação

A bioassimilação refere-se ao processo de absorção de espécies contaminantes pela célula. Por outro lado a bioacumulação de espécies contaminantes pode ocorrer dentro ou fora da célula, dependendo do tipo de interação de metais e bactérias. O metabolismo de certos microorganismos, é capaz de liberar substâncias que reagem com metais produzindo complexos que imobilizam o metal. O processo de redução bacteriana do sulfato, em meio anaeróbio, produz H_2S que pode reagir com metais em solução formando o sulfeto do metal (por exemplo PbS), processo chamado de bioacumulação do Pb. Alguns microorganismos podem gerar substâncias químicas que funcionam como agentes quelatantes com metais tais como Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Na, Co, Cs, Sr, Th e U, permitindo a sua assimilação e bioacumulação. Essa bioacumulação pode ocorrer dentro das células e nas paredes da membrana celular mediante precipitação.

2.8- MOVIMENTO SUBTERRÂNEO DO CHORUME

Parâmetros físico-químicos tais como condutividade elétrica, cálcio, potássio, boro, NH_4^+ , cloro, sódio, sólidos dissolvidos e em alguns casos nitrato tem sido utilizados nas análises químicas em águas tanto superficiais como subterrâneas, para determinar a influência do chorume (Zanoni, 1972; Schiavone & Quarto, 1984; Parisot *et al.* 1985; Spalding *et al.*, 1983; Mirecki & Parks, 1994).

⁴ Tal é o caso de biodegradação metanogênica do tricloroetano que pode ser metabolizado parcialmente produzindo o cloreto de vinil altamente tóxico.

Um programa de monitoramento de águas subterrâneas poluídas por chorume requer um certo número de poços de amostragem localizados estrategicamente (a montante e jusante para determinar o *background* da área) e com diferentes profundidades subjacentes à área do depósito de lixo; amostragens periódicas e análises de laboratório.

A construção dos poços deve seguir as normas técnicas previstas para evitar alterações nas características físico-químicas e bioquímicas das águas. Preferivelmente, os poços devem ser perfurados com trado mecânico, evitando a utilização de lama de arraste, devem ser devidamente selados e com diâmetro apropriado para permitir a coleta de amostras e dados de níveis estáticos.

Os parâmetros, geralmente, monitorados para identificar a influência do chorume nas águas subterrâneas incluem metais, compostos orgânicos voláteis e outros considerados pertinentes. A *Environmental Protection Agency* (EPA) distingue entre parâmetros indicadores, parâmetros de bem-estar social (*Welfare*) e parâmetros de saúde pública (Tabela 2.14).

Os melhores traçadores para identificar a presença de chorume em águas subterrâneas são aqueles que não experimentam atenuação, estão presentes no chorume e podem ser facilmente detectados por metodologias conhecidas. Bagchi⁵, *apud* Rhyner *et al.* (1995) apresentam os parâmetros mais utilizados na detecção do chorume nas águas subterrâneas junto com a sua mobilidade e atenuação (Tabela 2.15).

Tabela 2.14 - Parâmetros químicos geralmente usados no monitoramento de chorume.

Parâmetros indicadores	Parâmetros de saúde pública
Alcalinidade (amostra filtrada)	Arsênico
Carbono orgânico dissolvido COD (amostra filtrada)	Antimônio
Condutividade	Bário
PH	Berílio
Temperatura	Cádmio
Elevação do lençol freático	Cobalto
	Cromo
Parâmetros de bem-estar público	Fluoreto
Cloreto	Chumbo
Cobre	Mercúrio
Ferro	Níquel
Manganês	Nitrato e nitrito
Sulfato	Selênio
Zinco	Prata
	Tálio
	Vanádio

Fonte: Rhyner *et al.* (1995)

⁵ BAGCHI, a 1987. Natural attenuation mechanism of landfill leachate and effects of various factors on the mechanism. *Waste Management and Research*. Denmark.

Em geral, os parâmetros mais utilizados na identificação e delimitação de plumas de contaminação são: cloreto, sódio, condutividade específica, cálcio, STD, potássio, bário, boro e amônio (Landon, 1968; Zaroni, 1972; Parisot *et al.*, 1985 e Mirecki & Parks, 1994).

Tabela 2.15- Mobilidade e atenuação de algumas substâncias encontradas no chorume.

Constituintes do chorume	Mecanismo de Atenuação	Mobilidade em argilas
Alumínio	Precipitação	Baixa
Amônia	Troca e absorção biológica	Moderada
Arsênico	Precipitação e adsorção	Moderada
Bário	Adsorção, troca e precipitação	Baixa
Berílio	Precipitação e troca	Baixa
Boro	Adsorção e precipitação	Alta
Cádmio	Precipitação e adsorção	Moderada
Cálcio	Precipitação e troca	Alta
DQO	Absorção biológica e filtração	Moderada
Cloreto	Diluição	Alta
Cromo	Precipitação, troca e adsorção	Baixo (Cr^{3+}), alta (Cr^{6+})
Cobre	Adsorção, troca e precipitação	Baixa
Cianeto	Adsorção	Alta
Fluoreto	Precipitação, troca e adsorção	Moderada
Ferro	Precipitação e troca	Baixo
Chumbo	Precipitação e troca	Baixo
Magnésio	Troca, precipitação	Moderada
Manganês	Precipitação e troca	Alta
Mercurio	Adsorção e precipitação	Alta
Níquel	Adsorção e precipitação	Moderada
Nitrato	Absorção biológica e diluição	Alta
Potássio	Adsorção e troca	Moderada
Selênio	Adsorção e troca	Moderada
Sílica	Precipitação	Moderada
Sódio	Troca	Baixo para alto
Sulfato	Troca e diluição	Alta
Vírus	Desconhecida	Baixa
Compostos orgânicos voláteis	Absorção biológica e diluição	Moderada
Cinco	Troca, adsorção e precipitação	Baixa

Fonte: USEPA⁶ *apud* Rhyner *et al.* (1995)

2.9- METAIS PESADOS

A determinação e identificação de metais pesados tóxicos bioacumuláveis em sedimentos de fundo e solos são de grande interesse do ponto de vista ecológico. Como os

metais pesados são bioacumuláveis e não biodegradáveis é importante conhecer a quantidade de metal realmente biodisponível e que apresenta riscos ao ambiente ecológico (Nurnberg⁷ *Apud* Chakrapani & Subramanian, 1993).

O veículo principal de metais pesados no ciclo ecológico global é a água natural. A acumulação dos metais em sedimentos ocorre pelos fenômenos de adsorção, precipitação e coprecipitação com os óxidos de ferro e manganês, na forma de carbonatos, associados à matéria orgânica na forma de compostos organometálicos ou incorporados à estrutura cristalina dos minerais (Salomons & Forstner, 1980; Chakrapani & Subramanian, 1993). Segundo Wodd⁸ *et al. apud* Forstner & Wittmann (1983) os metais pesados podem ser classificados de acordo com o grau de toxicidade em: não críticos, tóxicos de baixa solubilidade e tóxicos relativamente acessíveis (Tabela 2.16).

Pearson⁹ *apud* Forstner & Wittmann (1983), classifica os cátions e os ligandos em aceptores e doadores fortes ou fracos, de acordo com sua facilidade de doar ou receber elétrons nas ligações. Umceptor forte se caracteriza pela baixa polaridade, baixa eletronegatividade e alta densidade de carga positiva (estado de oxidação alto e raio pequeno). O contrário acontece para os aceptores fracos. De forma similar um doador forte caracteriza-se pela baixa polaridade, alta eletronegatividade e alta densidade de carga negativa. Os doadores fracos apresentam características opostas aos doadores fortes. Para analisar a estabilidade dos complexos considera-se que um "doador forte" apresenta maior facilidade para se ligar com um "aceptor forte" e "doadores fracos" ligam-se com "aceptores fracos". As Tabelas 2.16 e 2.17 apresentam a classificação de Pearson¹⁰ *apud* Forstner & Wittmann (1983).

Alguns metais traço tais como: Na, Mg K, Ca, Mo, Mn, Fe, Co, Cu, Zn são essenciais para os seres vivos e atuam como formadores de enzimas ou cofatores fundamentais em alguns processos metabólicos. (Vahrenkamp *apud* Forstner & Wittmann, 1983).

⁶ U.S. Environmental Protection Agency, Teste Methods for Evaluating Solid Waste, Report SW-846, U.S.: Printing Office, Washington, DC, 1986.

⁷ NURNBERG, H.W. 1984. The voltammetric approach in trace metal chemistry waters and atmospheric precipitation. **Anal. Chem. Acta** **164**:1-21.

⁸ WOOD, J.M. SEGALL, H.J.; RIDLEY, W.P., CHEH, A-CHUDYK, W. & THAYER, J.S. 1977. Metabolic cycles for toxic elements in the Environment. Proc. Inf. Conf. Toronto. **Heavy metals in the environmental**, 49-69.

⁹ PEARSON, R. 1976. Hard and soft acids and bases, HSAB, Part II, Underlyn Theories, **J. Chem. Edu.** **45**:643-648.

¹⁰ PEARSON, R. 1976. Hard and soft acids and bases, HSAB, Part II, Underlyn Theories, **J. Chem. Edu.** **45**:643-648.

Tabela 2.16 - Classificação dos elementos de acordo com a toxicidade e disponibilidade (Wodd¹¹ et al. apud Forstner & Wittmann, 1983)

NÃO CRÍTICOS			TÓXICOS MUITO INSOLÚVEIS			MUITO TÓXICOS E RALATIVAMENTE ACESSÍVEIS		
C	Na		Ti	Nb	Rb	Be	As	Au
P	K	Li	Hf	Ta	Ir	Co	Se	Hg
Fe	Mg	Rb	Zr	Re	Ru	Ni	Te	Tl
S	Ca	Sr	W	Ga	Ba	Cu	Pd	Pb
Cl	H	Al		La		Zn	Ag	Sb
Br	O	Si		Os		Sn	Cd	Bi
	N						Pt	

Fonte: Forstner & Wittmann (1983).

Tabela 2.17 - Classificação dois elementos em aceptores e doadores

ACEPTORES FORTES	INTERMEDIÁRIOS	ACEPTORES FRACOS
H ⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Be ²⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Mn ²⁺	Fe ²⁺ , Co ²⁺ , Ni ²⁺ , Cu ²⁺	Cu ⁺ , Ag ⁺ , Au ⁺ , Tl ⁺ , Hg ²⁺ , Pd ²⁺ , Cd ²⁺
DOADORES FORTES	INTERMEDIÁRIOS	DOADORES FRACOS
H ₂ O, OH ⁻ , F ⁻ , Cl ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , CO ₃ ²⁻	Br ⁻ , NO ₂ ⁻ , SO ₃ ²⁻	SH ⁻ , S ²⁻ , RS ⁻ , CN ⁻ , SCN ⁻ , CO, R ₂ S, RSH

Fonte: Forstner & Wittmann (1983).

Alguns elementos traço essenciais como o Zn, podem causar reações de deficiência ou ser tóxicos por excesso, ocasionando em ambos os casos transtornos metabólicos. A toxicidade dos metais pesados depende da espécie ou da forma química do elemento (dissolvido, quelatado, complexado, etc.); da presença de outros tóxicos que possam desenvolver uma ação conjunta; dos fatores fisiológicos do organismo; do estado de desenvolvimento do organismo e das variáveis físico-químicas do organismo tais como temperatura, pH, salinidade, etc. (Bryam apud Forstner & Wittmann, 1983).

Os metais considerados não essenciais, como o Cd, Pb e Hg, são tóxicos mesmo em baixas concentrações, sendo fatais em altas concentrações (Berman, 1980). Segundo este autor, a ação tóxica dos metais pesados pode: inibir a respiração celular ou interferir nos processos enzimáticos; causar a irritação de epitélios; desenvolver processos cancerígenos e; produzir o desequilíbrio eletrolítico dos fluídos intra e extra celular.

Forstner & Wittmann (1983) citam que existem cinco fontes de metais pesados para o ambiente, são elas: intemperismo, processos industriais de mineração, metalurgia, uso de metais e seus derivados, lixiviação de fontes provenientes de dejetos e descargas residuais antropogênicas difusas e pontuais (lixo). O intemperismo químico e o transporte na forma de material em suspensão são as principais fontes de metais pesados no ambiente (Levinson, 1974). Segundo Ross (1994) as cinco fontes de metais pesados são: indústria metalúrgica, a

indústria em geral, a deposição atmosférica, a agricultura e a deposição de dejetos no solo tais como lixões e depósitos de ferro velho, entre outros.

Segundo Rousseaux *et al.* (1989) o lixo é uma fonte de metais pesados como plástico, pilhas, material ferroso e não ferroso, papel, madeira, vidro e têxteis. Os metais pesados encontrados no lixo se associam principalmente com o material fino e a matéria orgânica, assim: 54,66% de Ni, 47,7% de Hg, 21,7% de Cu, 19,48% de Pb, 26,42% de Zn. O plástico aporta de 37 a 77% do Cd presente no lixo; o material ferroso contribuiu com 29 -50% do total de Pb e do 14 a 50% de Cu; o couro participa com 35% do Cr total quantificado no lixo; a borracha contém de 32 a 37% do total de Zn; o papel representa de 10 a 14% do total de Pb; e as pilhas são uma fonte importante de Mn, Hg e Cd (Rousseaux *et al.*, 1989).

A presença de metais pesados nos resíduos sólidos pode ser causada pela forma indiferenciada como ele é coletado, apresentando desta forma uma mistura complexa de vários materiais que contém diferentes concentrações de metais.

A Figura 2.2 mostra o sistema convencional de depósito de lixo (Grossi, 1989). Esta figura permite apreciar que o solo e a água são os receptores finais dos metais pesados provenientes do lixo, sendo também os principais veículos de entrada destes metais na cadeia alimentar.

Os produtos obtidos a partir dos resíduos sólidos apresentam uma carga de metais pesados que, potencialmente, podem atingir a cadeia alimentar. Por exemplo, o adubo produzido nas usinas de compostagem, possui elevadas concentrações de metais pesados, sendo uma fonte importante de poluição do solo e da água. A escória e material particulado produzido no processo de incineração de lixo, têm como destino final o solo, podendo passar para a água. A escória produzida é depositada nos aterros sanitários e o material particulado lançado na atmosfera volta para o solo junto com a chuva. A contaminação dos solos e águas subterrâneas por metais pesados pode ser atenuada pela presença de argilas, matéria orgânica, óxidos de ferro e manganês, mediante mecanismos de adsorção ou quelação e biotransformação (Forstner & Wittmann, 1983).

2.9.1- Cobre

O Cu no lixo apresenta-se principalmente associado à matéria orgânica (78-80% do total) e ao material ferroso (11-50% do total). Dadas suas propriedades de maleabilidade,

¹¹ WOOD, J.M. SEGALL, H.J.; RIDLEY, W.P., CHEH, A-CHUDYK, W. & THAYER, J.S. 1977. Metabolic cycles for

ductibilidade, condutividade e resistência à corrosão, o Cu é bastante utilizado na indústria elétrica. Nos sedimentos, o Cu encontra-se associado preferencialmente à fase residual e à matéria orgânica. O cobre pode alterar a estrutura da membrana celular dos seres vivos, inibindo o processo de divisão celular (Moore & Ramamoorthy, 1984; Rousseaux *et al.*, 1989).

2.9.2- Zinco

Do Zn, presente no lixo, 28 a 42% são provenientes da matéria orgânica, 28 a 42% são associados com couro e borracha, e 18 a 22% derivam-se de materiais não ferrosos. O Zn é amplamente utilizado nos processos de indústria de galvanização e ligas na indústria automobilística. Em áreas vizinhas a incineração de metais, foram encontradas concentrações de até 1000 ppm de Zn (Rousseaux *et al.*, 1989; Oliveira, 1997).

2.9.3- Cádmio chumbo

Do total presente no lixo, cerca de 67 a 77% estão associados ao plástico. As atividades antropogênicas são a principal fonte de Cd, especialmente a metalurgia de metais como Cu, Zn e Pb. A concentração de Cd nos solos é geralmente superior a 1ppm. Para os seres vivos é um poluente acumulativo, extremamente perigoso (Louria¹² *apud* Oliveira, 1997). A presença de chumbo no lixo está associado com a matéria orgânica na sua forma metilada preferencialmente formando ligações divalente $Pb^{2=}$ e tratavalentes Pb^{4+} (Moore & Ramamoorthy, 1984). O chumbo está associado com o material fino na forma adsorvida (Rousseaux *et al.*, 1989). A fonte principal de chumbo nos resíduos sólidos é a indústria de baterias de automóveis, como aditivo antidetonante da gasolina, em tintas de impressão, embalagens, na indústria metalúrgica, na indústria de vidro, na indústria de cerâmicas entre outros (Duarte, 1977).

toxic elements in the Environment. Proc. Inf. Conf. Toronto. **Heavy metals in the environmental**, 49-69.

¹² LOURIA, D.B. 1984. Envenenamento por metais traço. In: WINGAARDEN J.B. 1984. Tratado de Medicina Interna. Ed. Interamericana. 16ª ed. P.2251-2260.

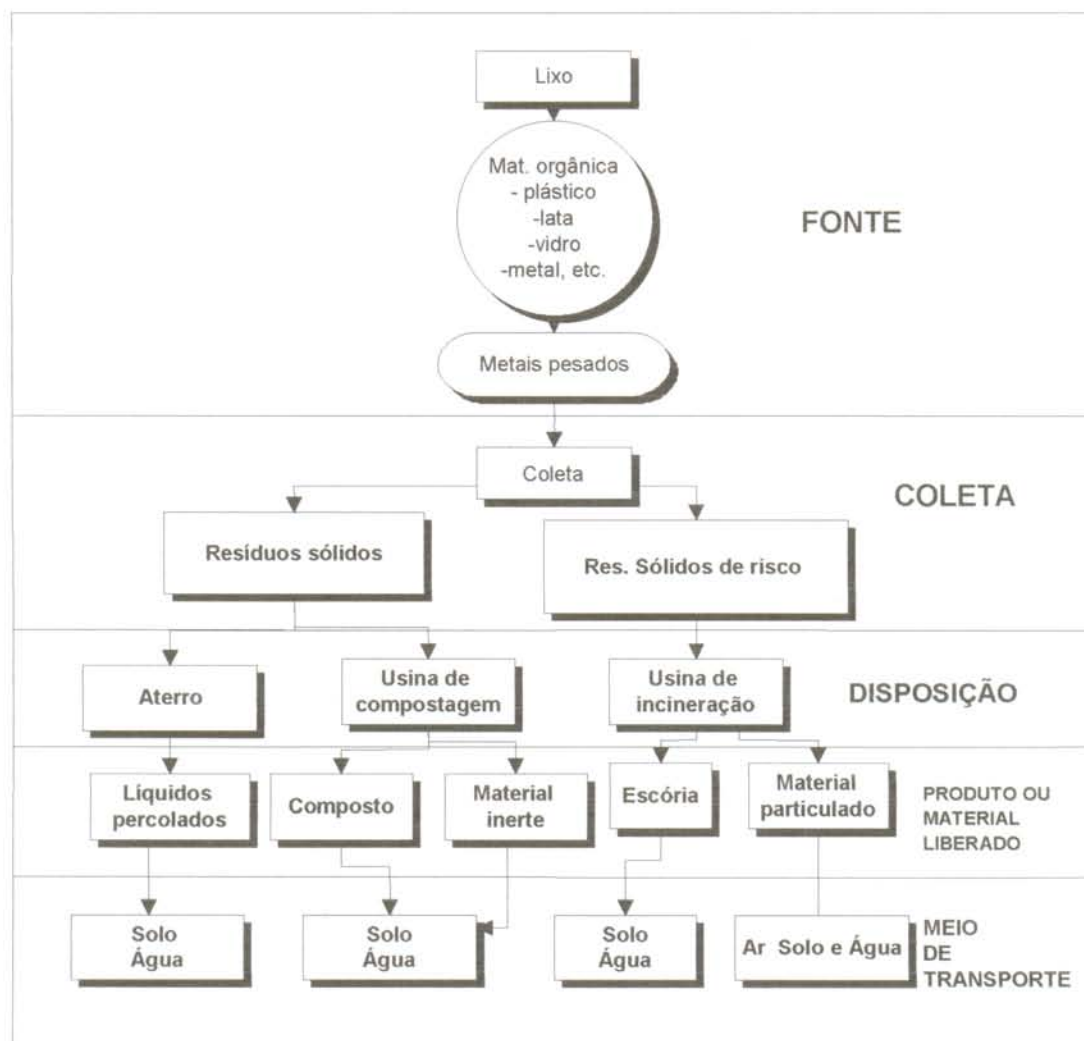


Figura 2.2 - Metais pesados dentro do sistema global do lixo (modificado de Grossi, 1989).

2.9.4- Níquel

No lixo, o Ni encontra-se associado à matéria orgânica (51-66% do total) e ao plástico (23 a 27 %). Na natureza ele provém de sulfetos e minerais silicatados. O Ni apresenta grande resistência à oxidação, sendo usado na indústria eletrolítica e na obtenção de ligas. Em sedimentos, o Ni encontra-se principalmente associado com a fase geoquímica residual e óxidos de ferro e Manganês, sendo encontrado, em menor quantidade, nas fases geoquímicas de carbonatos e de matéria orgânica (Nriagu & Coker¹³ *apud* Moore & Ramamoorthy, 1984).

¹³ NRIAGU, J. ° & COKER, R.D. 1980. Trace metals in humic na fulvic acids from Lake Ontario sediments. *Environmental Science and Technology* 4:443-446.

2.9.5- Cromo

O cromo no lixo está associado principalmente à fase de matéria orgânica que mostrou associar de 21-28% do total, o couro e borracha são a fonte de 32 a 37% importante fontes de Cr sendo reportados (32-37%). Aportes importantes deste metal são encontrados também no plástico, vidro, material ferroso e não ferroso, papel e papelão (Rousseaux *et al.* 1989; Oliveira, 1997). A especiação em sedimentos mostra que o Cr se associa, principalmente, com a fase de óxidos de ferro e manganês e matéria orgânica, e em menor proporção, com as fases geoquímicas de carbonatos e fase trocável (Moore & Ramamoorthy, 1984).

2.9.6- Mobilidade dos metais pesados

A água é o principal veículo de transporte e distribuição dos metais pesados no ambiente. Geralmente, os metais são transportados associados a partículas de solos e sedimentos em suspensão, ou na forma dissolvida nas águas de rios, mares, estuários e chuva.

A dispersão geoquímica dos elementos depende basicamente dos seguintes fatores:

-Potencial iônico (carga/rádio iônico, q/r): segundo Mason & Moore (1982) os elementos de baixo potencial iônico (0 a 3) apresentam tendência de permanecer em solução na forma de íons simples tais como Li^+ , Ca^{2+} , Na^+ , Ag^+ , K^+ , Rb^{2+} . Por outro lado os elementos de potencial iônico intermédio (3 a 12) apresentam pouca mobilidade geoquímica pela sua baixa solubilidade e forte tendência de serem adsorvidos na superfície das partículas finas dos sedimentos. Nesse grupo encontram-se o Al^{3+} , Ti^{2+} , Fe^{3+} , Sn^{4+} , Pb^{4+} , Mn^{4+} e Ta^{2+} . Os elementos de potencial iônico alto (>12) originam compostos oxianiónicos como PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , MnO_4^- , NO_3^- , formadores de sais, geoquimicamente móveis.

-Solubilidade: A solubilidade é um dos fatores determinantes para a distribuição dos metais pesados no ambiente e é determinada pelo grau de ionização, o conteúdo mineral do meio, o pH, a temperatura e o potencial redox.

-pH e Eh: O pH influi sobre a adsorção e a capacidade de troca que depende da quantidade de íons OH^- e H^+ existentes no meio. As forças de adsorção de metais diminuem e as espécies metálicas adsorvidas são liberadas em baixos valores de pH. Em ambientes ácidos, os argilo minerais se transformam em trocadores aniônicos, captando espécies que

podem formar complexos com carga negativa. Variações de pH e Eh afetam a produção de partículas coloidais tais como os óxidos de ferro e manganês. O potencial redox pode mudar o estado de oxidação do metal ou produzir mudanças nos ligantes competitivos.

2.9.7- Disponibilidade de metais pesados no ambiente

De acordo com a sua biodisponibilidade, os metais podem ser classificados em: a) metais disponíveis que se encontram dissolvidos na água, adsorvidos nas argilas no material em suspensão, na matéria orgânica ou no material fino; b) metais potencialmente disponíveis, complexados ou quelatados com a matéria orgânica, na forma de sulfetos insolúveis, coprecipitados como óxidos de ferro e manganês, na forma de carbonatos e como hidróxidos insolúveis; c) metais não disponíveis ligados à estrutura cristalina dos minerais e dificilmente liberados ao ambiente em condições naturais, a não ser por processos de intemperismo originados por reações químicas de oxidação, redução, hidrólises e hidratação.

Os metais associados com a fase geoquímica trocável, fase de carbonatos e matéria orgânica apresentam maior potencialidade para serem liberados ao ambiente. Os metais associados com essas fases podem-se chamar operacionalmente de fases geoquímicas potencialmente biodisponíveis. Pode-se generalizar que a facilidade de liberação dos metais para o meio ecológico varia da fase trocável > fase de carbonatos > fase orgânica. A biodisponibilidade dos metais pesados pode também estar regulada pelo ponto de hidrólises. Esse ponto de hidrólise da maioria dos metais pesados é relativamente a baixo pH, permitindo que eles estejam na forma dissolvida em meios ácidos e na forma precipitada em meios básicos (Tabela 2.13) (Moore & Moore, 1976; Lenz & Amaral, 1989).

2.10- GEOFÍSICA E RESÍDUOS SÓLIDOS

Os métodos geofísicos, tradicionalmente utilizados na prospecção mineral, podem ser utilizados para detectar e monitorar fluxos de contaminantes provenientes de depósitos de resíduos sólidos. Dentre esses métodos, os mais utilizados são os métodos elétricos e electromagnéticos.

Os métodos de Sondagem Elétricos Vertical SEV, Caminhamento Elétrico CE, Potencial Espontâneo SP e o Método Eletromagnético EM-34, têm sido os mais usados para essa finalidade (Seitz *et al.*, 1972; Markel & Kamininski, 1972; Kelly, 1976; Urish, 1988; Costa *et al.*, 1992).

Benson *et al.* (1988) resume a utilidade dos principais métodos geofísicos para o mapeamento de plumas de contaminação originadas por lixo (Tabela 2.18)

A maior parte de solos e rochas se comportam como isolantes elétricos. Não obstante, um fluxo de corrente pode ser conduzido graças à humidade presente nos poros dos solos e das rochas, indicando que a resistividade é controlada pela sua porosidade e permeabilidade (Benson *et al.*, 1988). O chorume produzido na decomposição dos resíduos sólidos, ao atingir o solo e as camadas da subsuperfície, altera as propriedades elétricas, aumentando a concentração de sais e, portanto, a sua condutividade. Essa mudança, nas propriedades elétricas, permite desenvolver o método de eletrorresistividade na detecção e na delimitação da área atingida por chorume ou substâncias condutoras.

Tabela 2.18- Métodos geofísicos aplicados no monitoramento de depósitos de resíduos sólidos (Benson *et al.* 1988).

Aplicação	RD	EL-MG	REST.	SISM	DT-MET	MGT
Mapeamento de características hidrogeológicas	1	1	1	1	-	-
Mapeamento de plumas de contaminação (lixo, ácidos e bases)	2	1	1	-	-	-
Localização de delimitação de depósitos de minérios	1	1	2	2	2	2
Localização e detecção de objetos metálicos enterrados	2	2	-	-	1	1

RD = radar; EL-MG = electro magnético; REST = resistividade; SIS = sísmica; DT-MET = detector de metais; MGT = magnético.

1. Método principal ou método mais efectivo

2. Método secundário ou método de aproximação alternativa

O método da eletrorresistividade consiste em injetar corrente contínua (ou de baixa frequência) em dois pontos do terreno (universalmente denominados de pontos A e B) para medir a diferença de potencial entre dois outros pontos (denominados M e N). O conhecimento da corrente injetada (I), a diferença de potencial (ΔV) e as posições relativas dos eletrodos A, B, M e N, permitem estimar o valor da resistividade (ρ) dos materiais que se encontram abaixo da superfície. Esse valor, para um meio isotrópico e homogêneo, é dado pelas equações 3.1 e 3.2.

$$\rho = \frac{\nabla V}{I}(K) \dots \dots \dots (3.1)$$

$$K = \frac{6.28}{\left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{NA} - \frac{1}{BN}\right)} \dots \dots \dots (3.2)$$

O valor de 6,28 varia de acordo com o arranjo dos eletrodos MN e AB.

Para um meio homogêneo bastaria realizar uma medida de I e de ΔV para conhecer a resistividade. Não obstante, o ambiente geológico não sendo homogêneo, apresenta uma distribuição de resistividade que pode variar vertical e lateralmente. Dada a complexidade do meio geológico, os valores de resistividade obtidos não representam os valores reais da resistividade das camadas, senão valores denominados de resistividade aparente. Se os pontos A e B estão muito próximos, a corrente atinge uma profundidade pequena produzindo um resultado que representa quase exclusivamente o material superficial. Se o objetivo é obter dados sobre materiais mais profundos, deve-se aumentar a distância AB. A profundidade a ser atingida pode ser estimada empiricamente como sendo 1/10 a 1/3 do valor da distância AB (Figura 2.3).

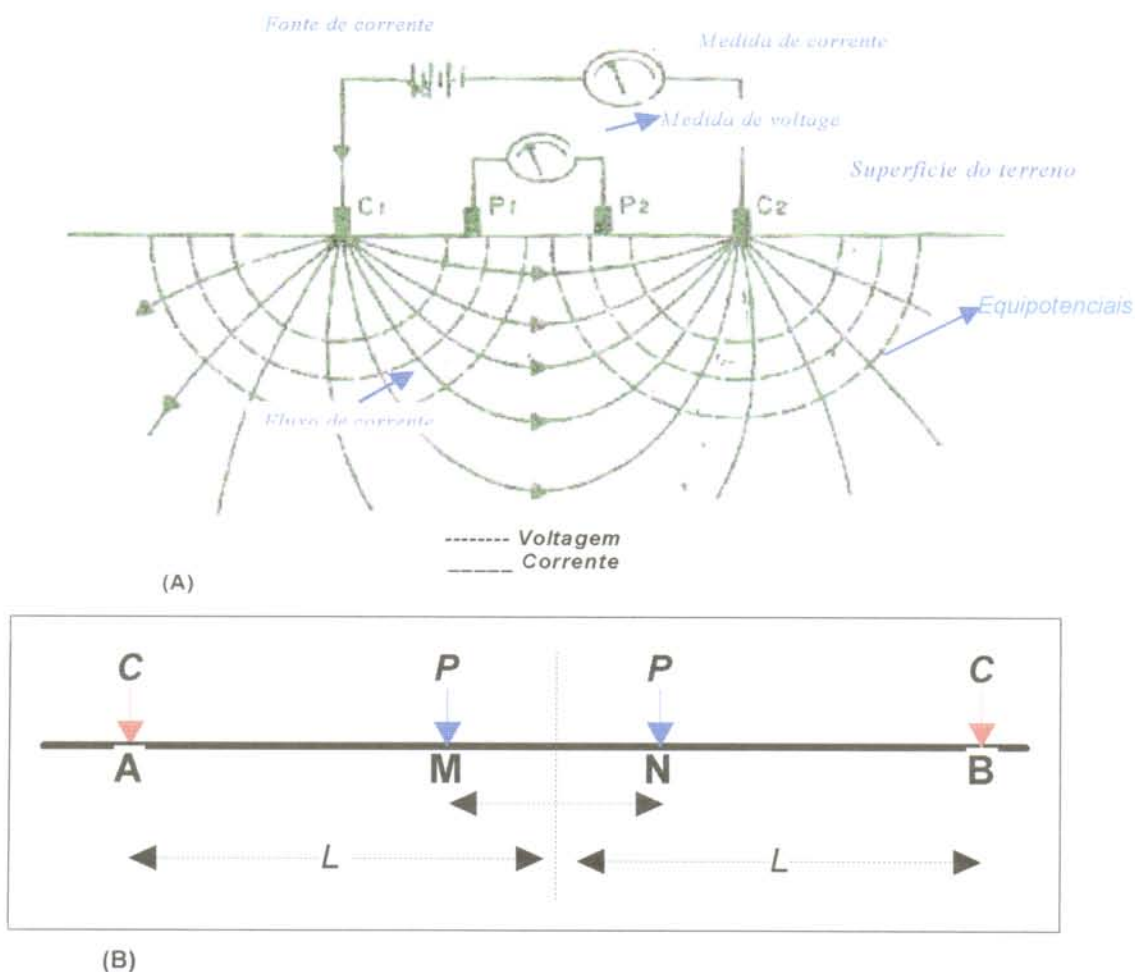


Figura 2.3 - (A) fluxos de corrente e (B) Arranjo Schlumberger utilizado na realização das SEV. (C= eletrodos de corrente, P= eletrodos de potencial elétrico, L= distância)

O procedimento que envolve o deslocamento dos eletrodos da corrente em relação a um ponto central é chamado de Sondagem Elétrica Vertical (SEV). O método em que a posição relativa dos pontos A, B, M e N é mantida constante, enquanto o quadripolo AMNB é movido lateralmente, chama-se Caminhamento Elétrico. Este procedimento mostra a variação lateral da resistividade a uma determinada profundidade, que depende em parte do valor da distância AB.

Existem posições relativas dos pontos A, B, M e N que são universalmente consagradas. As mais utilizadas são as posições em que $AM=MN=NB$ (arranjo Wenner) e $MN \ll AB$ (arranjo Schlumberger) (Figura 2.8).

2.11- VELOCIDADE REAL E APARENTE DOS FLUXOS SUBTERRÂNEOS

O movimento de poluentes através da zona saturada e não saturada tem sido motivo de inúmeros estudos. O fluxo laminar de fluidos na zona saturada foi explicado por Darcy mediante a lei que leva seu nome. Os fluxos na zona não saturada são explicados com a modificação da lei de Darcy. Em geral pode se afirmar que na zona não saturada predominam os fluxos em sentido vertical, os quais são controlados pelas propriedades de capilaridade e da gravidade (Equação 2.28).

$$Q = - \left[K_e \cdot A \left(\frac{h_c - z}{z} \right) \pm \frac{dh}{dl} \right] \dots \dots \dots (2.28)$$

$$Q = - \left[K A \left(\frac{dh}{dl} \right) \right] \dots \dots \dots 2.29)$$

$$Q = - A V \dots \dots \dots (2.30)$$

Q = volume por unidade de tempo

K = condutividade hidráulica

A = área da seção por onde passa o fluido

V = velocidade de Darcy nessa área

$h_c - z$ = gradiente de capilaridade

dh/dl = gradiente de gravidade na zona não saturada e gradiente hidráulica na zona saturada

Com a combinação das Equações 2.29 e 2.30 obtemos a velocidade de Darcy:

$$V = K \left(\frac{dh}{L} \right) \dots\dots\dots (2.31)$$

A Equação 2.31 em função da porosidade do meio (n) permite estimar a velocidade dos fluxos através dos parâmetros gradiente hidráulico (dh/L) e condutividade hidráulica (K) (Equação 2.32). Teoricamente, essa equação permite calcular a velocidade de deslocamento de poluentes com maior mobilidade geoquímica através das águas subterrâneas.

$$V = K \frac{dh / L}{n} \dots\dots\dots (2.32)$$

3- METODOLOGIA

A metodologia geral seguida no desenvolvimento das diferentes atividades é mostrada na Figura 3.1.

3.1- TRABALHO DE CAMPO

3.1.1- Sondagem Elétrica Vertical (SEV)

As medidas de resistividade aparente com o método de eletrorresistividade, usando a técnica de Sondagem Elétrica Vertical (SEV) na área próxima do lixão no ano de 1998, foram realizadas com arranjo Schlumberger, MN= 2 m e com aberturas de AB/2 de 1,0 a 75 m. As medidas foram realizadas com resistivímetro de 80W/400V, numa única vez e em pontos estrategicamente selecionados no início dos trabalhos, de modo a atingir a maior parte do terreno adjacente ao lixão, de acordo com a metodologia do Departamento de Geofísica da Universidade Federal do Pará UFPA, e as orientações de Zohdy *et al.* (1974) e Benson *et al.* (1988).

Os perfis realizados utilizando a técnica de imageamento elétrico superficial Wenner realizados no ano 2000, permitiram identificar a variação de resistividade em duas dimensões em subsuperfície (horizontal e vertical) (Griffiths & Barker, 1993). A diferença do arranjo Schlumberger para o arranjo Wenner está na distância entre os eletrodos AB e MN que sempre é igual, mudando proporcionalmente com a mudança do arranjo (Figura 3.2). Para esse efeito, foi utilizada uma abertura mínima de 5 m entre os eletrodos AB e MN, e máxima de 25 m. As medidas em campo foram realizadas no mês de novembro e dezembro do ano 2000, utilizando equipamento *Sting R1IP*. Foram realizados quatorze perfis de 115 m e um de 275 m de comprimento, dispostos de forma aproximadamente radial ao depósito de resíduos sólidos. Os perfis de 115 m permitiram investigar até 16 m de profundidade, enquanto que o perfil de 275 m investigou até cerca de 40 m de profundidade. No processamento e representação das informações foi utilizado o programa de computador RES2DINV.

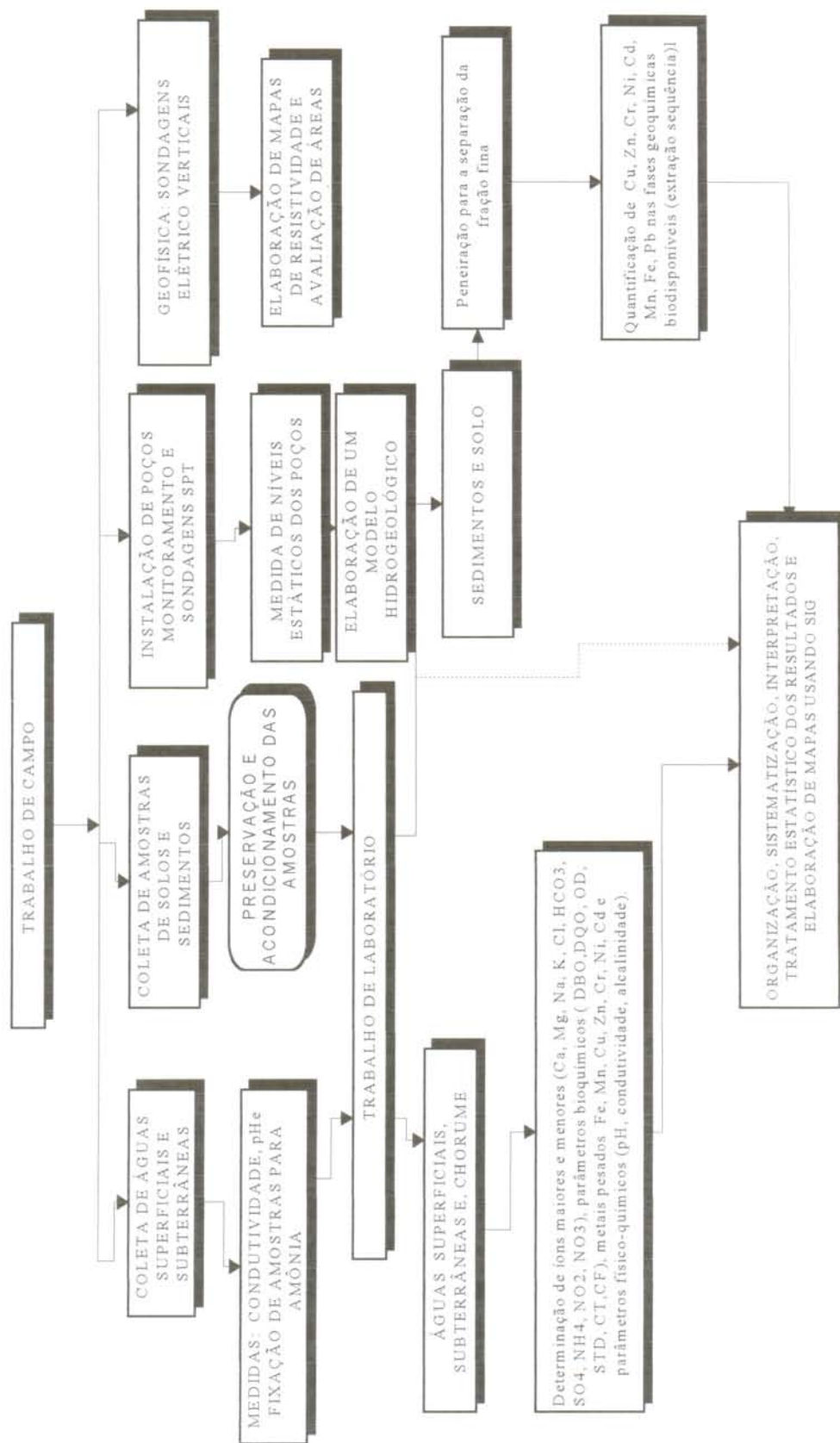
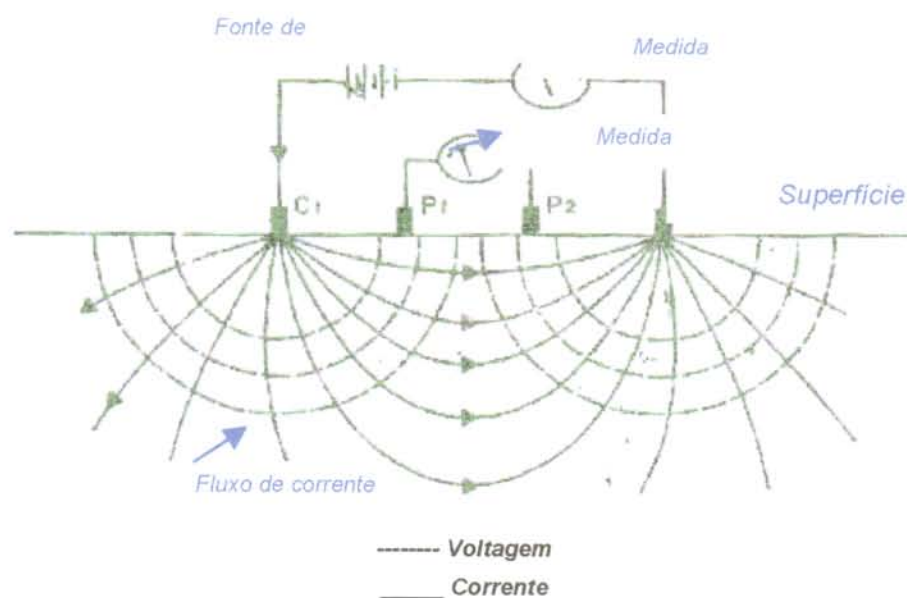
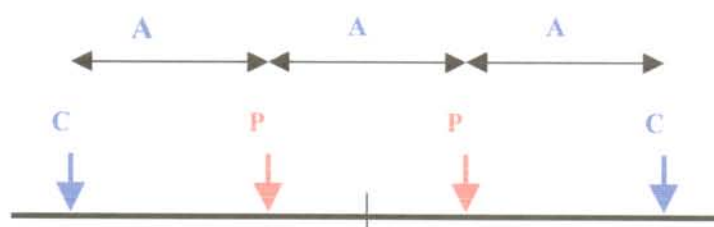


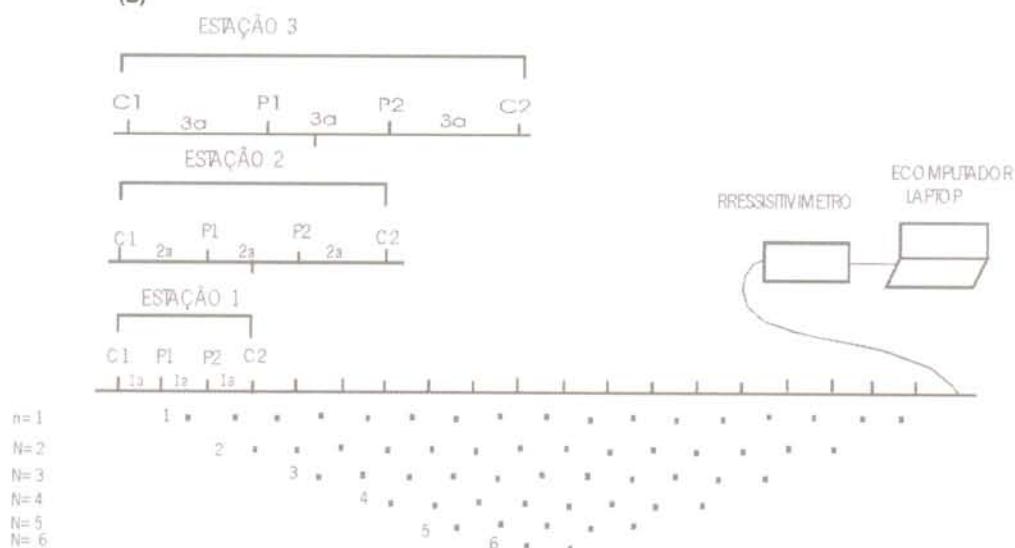
Figura 3.1 - Metodologia geral de trabalho.



(A)



(B)



(C)

Figura 3.2— (A) Medida de resistividade em subsuperfície, (B) arranjo de eletrodos Wenner e (C) sequência de medidas numa seção de multi-eletrodos usando o computador como controlador.

3.1.2- Determinação de gradiente hidráulico na área de trabalho ($\Delta h / L$)

O movimento da água subterrânea é função da condutividade hidráulica e do gradiente hidráulico. Este corresponde à da carga hidráulica da água por unidade de distância na direção do fluxo subterrâneo. Matematicamente é expressa como $i = \Delta h / L$, onde Δh é a variação da carga hidráulica entre dois pontos (nesse caso dois poços de observação), e L a distância entre as perpendiculares às equipotenciais obtidas.

A determinação do gradiente hidráulico entre os poços de monitoramento é calculada mediante levantamento topográfico no terreno, com posterior acompanhamento da variação dos níveis estáticos dos poços de observação. A distância existente entre os poços pode-se obter por medições diretas no campo, ou indiretamente através de mapa de escala conhecida. Com os valores de diferença de altura e da distância entre cada um dos poços de monitoramento, e constituindo-se o mapa potenciométrico, pode-se determinar o gradiente hidráulico entre eles, segundo a Equação 3.1.

$$i = \frac{\Delta h}{L} = \frac{h_1 - h_2}{L} \quad (3.1)$$

onde: i = gradiente hidráulico

$\Delta h / L$ = gradiente hidráulico

h_1 = carga hidráulica no poço de referência 1

h_2 = carga hidráulica no poço de referência 2

L = distância entre poço de referência 1 e poço de referência 2.

3.1.3- Trabalhos topográficos

O levantamento topográfico dos poços de observação foi realizado usando o nível Nikon e régua limnimétrica (Figura 3.3). A diferença do nível topográfico (elevação) entre as bocas do poço 1 e o poço 2, pode ser determinada mediante a fórmula da Equação 3.8.

$$Elev = Rni - VvAc + VrAc \quad (3.2)$$

-Cálculo da Elevação (Elv): Corresponde à diferença de nível entre o Ponto de Referência Inicial (Rni) ou poço 1 e o ponto da última Visada Vante ou poço 2.

-Visada Ré (Vr): A Régua Limnimétrica é colocada na boca de um poço de referência chamado de Ponto de Referência de Nível Inicial (Rni). O nível é colocado e nivelado para tomar a leitura na régua Limnimétrica através da mira falante do aparelho. Esse valor correspondente à Visada Ré Inicial é chamado de Referência de Nível Inicial (Rni).

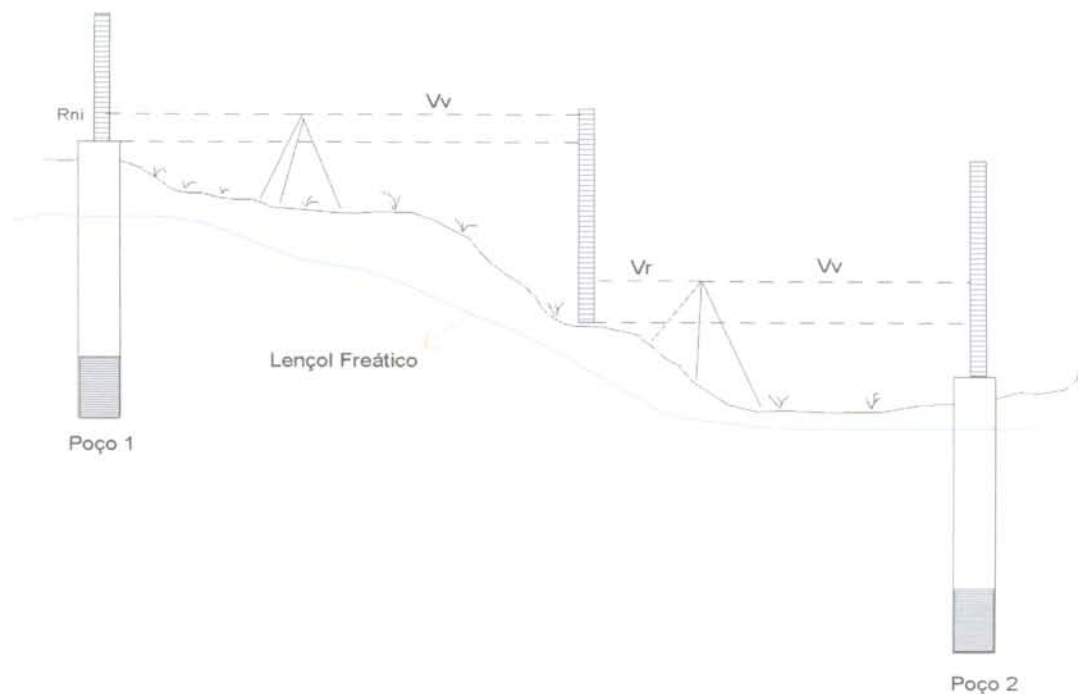


Figura 3.3 - Ilustração gráfica da metodologia usada na determinação da elevação topográfica de dois poços de observação.

-Visada Vante (Vv): Uma vez determinada a Rni, a régua é deslocada na direção da boca do poço 2 e com a mira falante do nível se efetua a leitura na régua limnimétrica, correspondente à Visada Vante (Vv). Deixando fixa a régua na última posição, o nível é deslocado na direção do poço 2, para determinar um novo valor de Visada Ré (Vr). Com o nível fixo, a régua é deslocada na direção do poço 2, para logo ser determinada a leitura de uma nova Visada Vante (Vv) girando o nível na direção da régua. O processo de determinação de Vv e Vr, será repetido varias vezes até atingir o ponto de interesse, que neste caso é a boca do segundo poço de monitoramento.

-Visada Ré Acumulada (VrAc): corresponde aos valores acumulados das Visadas Ré anteriores.

-Visada Vante Acumulada (VvAc): Corresponde aos valores acumulados das Visadas Vantes determinadas.

3.1.4- Condutividade hidráulica (K)

Em sedimentos arenosos, o tamanho dos grãos apresenta uma estreita relação com a permeabilidade. Masch & Denny *apud* Fetter (1994), realizaram as seguintes observações referentes à granulometria em relação à distribuição dos grãos:

- O incremento do tamanho dos grãos aumenta a permeabilidade;
- A permeabilidade de um determinado tamanho médio de granulometria diminui, com o aumento do desvio padrão;
- Amostras de granulometria grosseira apresentam maiores diminuições da permeabilidade com o incremento do desvio padrão que as amostras de granulometria fina;
- Amostras que apresentam comportamento unimodal possuem maior permeabilidade que as amostras de comportamento bimodal;

3.1.4.1- Determinação da condutividade hidráulica (K) através da granulometria

Com as amostras coletadas na perfuração dos poços de monitoramento, foi realizada a caracterização granulométrica, para ser representada mediante curvas de distribuição granulométrica. A condutividade hidráulica depende do tamanho e ordenamento dos grãos nas amostras de sedimentos. Esta propriedade permite estimar a condutividade hidráulica (K) mediante o método de Hazen, utilizando a curva de distribuição granulométrica (Hazen, 1911). Este método só é aplicado quando o tamanho efetivo dos grãos d_{10} (diâmetro do tamanho dos grãos no qual 10% do peso é fino, e 90% é grosso, ou, diâmetro da peneira que deixa passar 10% do material e retém os 90% do material), esteja na faixa de 0,1 a 3,0 mm (Masch & Denny *apud* Fetter, 1994) (Equação 3.2).

Assim:

$$K = C (d_{10})^2 \quad (3.3)$$

onde: K é a condutividade hidráulica
 d_{10} é tamanho efetivo dos grãos (cm)
 C é o coeficiente que toma valores segundo as seguintes condições:

40-80 areia muito fina e mal selecionada
60-80 areia fina com apreciável quantidade de argila
80-120 areia fina bem selecionada
120-150 areia grossa bem selecionada e limpa

Embora esta fórmula tenha sido determinada empiricamente com grãos de areia uniformes, cujo d_{10} varia entre 0,01 e 0,3 cm, esta estimativa de K (em cm/s) pode ser usada como ordem de grandeza (ABGE, 1996).

3.1.4.2- Ensaio de bombeamento para determinar condutividade hidráulica (K)

Os ensaios de bombeamento feito em três poços de monitoramento existentes na áreas foi realizado para determinar os valores da condutividade elétrica e da transmissividade. Através da representação gráfica dos ensaios e aplicando-se a equação de Theis ou de Theis modificada por Jacob e Coopler, determina-se a transmissividade. A condutividade hidráulica obtem-se a partir da transmissividade e da espessura da camada aquífera.

$$T = Kb \quad (3.4)$$

$$T = (2.3Q)/(4\pi \Delta s)$$

onde

b = espessura do aquífero (deve ser conhecido)

T = Coeficiente de Transmissividade

K = condutividade hidráulica

Q = vazão de bombeamento

Δs = rebaixamento do poço bombeado

Bombeando-se um poço que capta um aquífero de espessura conhecida (b), com uma vazão constante (Q), pode-se determinar o valor da Transmissividade (T) (Equação 3.4). Com o valor de T , pode-se obter o valor da Condutividade Hidráulica (K) (Equação 3,3) (Heath, 1989).

3.1.5- Instalação de poços de monitoramento e piezômetros

Os poços de monitoramento foram construídos segundo as normas ABNT (1997) (Associação Brasileira de Normas Técnicas). A metodologia na perfuração pode ser resumida da seguinte maneira (Rebouças, 1996):

- Na perfuração foi usado um trado mecânico com 100 mm de diâmetro, acoplado a um sistema de hastes com até 14 metros de profundidade;
- A profundidade dos poços é determinada pela profundidade do lençol freático, garantindo que o filtro seja instalado pelo menos 1,5 a 2,0 metros a baixo do lençol;

- Amostras de sedimento foram recolhidas a cada metro perfurado ou por mudanças na litologia, visando a caracterização litológica e realização das diferentes análises químicas;
- Os furos de 100 mm de diâmetro foram revestidos com tubo de PVC rígido de 50 mm de diâmetro de tal forma que a boca do tubo fique 70 cm acima da superfície do terreno;
- A seção basal da tubulação com uma extensão de 1,5 m foi instalada a seção filtrante protegida com tela de *nylon* de 1mm,
- O espaço anular entre o tubo de 50 mm e o furo de 100 mm, foi preenchido com areia de granulometria selecionada na faixa saturada, que constitui o pré-filtro. Acima do pré-filtro é colocado um selo de bentonita para impedir a infiltração vertical da água;
- A parte superior do espaço anular entre o tubo e a perfuração foi preenchida com material de escavação com 30% de bentonita até a profundidade de 50 cm.
- Na superfície, é construída uma base de cimento de cerca de 5 cm de espessura acima da superfície do terreno. Perfis litológicos foram efetuados a partir das amostras das perfurações.

3.1.6- Ensaio de permeabilidade

A condutividade hidráulica (K) na zona saturada foi determinado utilizando o método do "Slug-test" (Hvorslev *apud* Parisot *et al.*, 1985; ABGE, 1996). Esse método consiste na introdução de um cilindro dentro do poço, que desloca um volume de água provocando a elevação do nível. O rebaixamento deste nível em função do tempo, permite avaliar a permeabilidade média das camadas ao redor do filtro. Num poço com filtro de comprimento L , raio do furo r_s e $L/r_s > 8$, pode-se calcular a condutividade hidráulica mediante a seguinte equação usando os dados dos teste

$$K_h = \frac{(r_c)^2}{2LT_o} \ln \frac{mL}{r_s} \quad (3.5)$$

r_c^2 = raio interno do tubo de PVC

L = comprimento do filtro

$m = \sqrt{K_h / K_v}$ relação de permeabilidade vertical e horizontal

r_s = raio do furo

T_o = tempo de resposta básico correspondente a $\Delta H = 0,37 * \Delta H_o$

K_h = condutividade hidráulica horizontal

$\Delta H_o = ND - NE$

- ND é o nível dinâmico (num determinado ponto após a introdução do cilindro)

- NE é o nível estático (antes de introduzir o cilindro no poço)

Segundo Parisot *et al.* (1985), o fato dos sedimentos serem depositados longitudinalmente, a condutividade hidráulica horizontal (K_h) e vertical (K_v) são diferentes e os valores da relação K_h/K_v podem variar de 10 nas camadas mais arenosas até 100 nas mais argilosas.

3.1.7- Medição de níveis estáticos dos poços de monitoramento

A variação da profundidade das águas subterrâneas foi determinada mensalmente através de medições dos níveis estáticos dos poços de monitoramento e piezômetros. Essas medidas se realizaram, usando medidor de nível com sinal eletro-sonoro (Parisot *et al.*, 1985).

3.1.8- Medição da descarga do rio Aurá

A descarga foi determinada num ponto de controle no rio Aurá, procurando a seção transversal mais simétrica possível, com velocidade de escoamento regularmente distribuída, e com boas características hidráulicas. A descarga é calculada usando a metodologia de integração de área (Figura 3.4).

O cálculo da descarga foi realizado seguindo a sequência das seguintes fórmulas:

$$Q = \sum Qi \quad (3.6)$$

$$\sum Qi = \sum Ai * Vmi = A_1 Vm_1 + A_2 Vm_2 + \dots + Ai Vmi$$

$$Ai = L \sum h_n$$

A velocidade da cada vertical foi determinada usando um molinete. Se a profundidade for entre 1 e 2 m utiliza-se a metodologia de dois pontos (20% e 80% da profundidade), ou a metodologia de 4 pontos para profundidades superiores a 2m (20%, 40%, 60% e 80%).

$$Vm = (V_{20\%} + V_{80\%}) / 2 \quad (\text{profundidade entre 1 e 2 m})$$

$$Vm = (V_{20\%} + 2 V_{40\%} + 2 V_{60\%} + V_{80\%}) / 6$$

$$Vm_i = Vm_1 + Vm_2 + \dots + Vm_n$$

V = velocidade m/s

Q = descarga m^3/s

A = área em m^2

l = comprimento da seção em m

A descarga de massa, em kg/s, de um determinado poluente num tempo específico, pode ser estimada pela seguinte expressão;

$$Kg/s \text{ do poluente} = 1 \times 10^{-3} * Q * C \quad (3.7)$$

Q = vazão m^3/s

t = tempo em segundos

C = concentração em mg/L

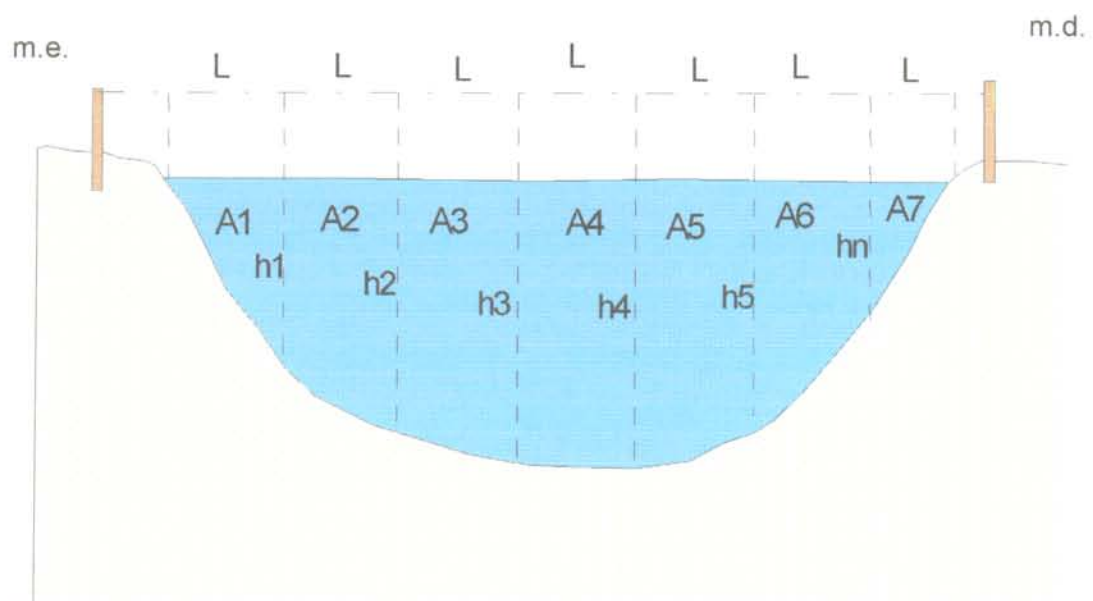


Figura 3.4 – Representação gráfica do método de integração de área a ser realizado numa seção do rio Aurá.

3.1.9- Coleta de amostras

3.1.9.1- Amostragem de águas superficiais

Nas campanhas de amostragem as amostras foram coletadas a 20 cm da superfície com amostrado tipo "Van Dor" ou diretamente com o frasco de armazenamento num volume apropriado e de acordo aos parâmetros analisados nos pontos de controle do rio Aurá (Figura 1.3). As amostras para amônia e metais pesados foram fixadas no campo. Amostras de "chorume" foram coletadas nas mesmas campanhas de amostragem (Aminot & Chaussepied, 1983).

3.1.9.2- Amostragem de águas subterrâneas

Antes da amostragem de água nos poços de monitoramento existentes na área, estes foram bombeados para garantir a retirada de pelo menos 3 a 4 vezes o volume da coluna de água do poço. As amostras de água foram coletadas através de um amostrador de PVC, com uma válvula de retenção em sua extremidade inferior. A metodologia de preparação, armazenagem e preservação das amostras foi a mesma seguida nas águas superficiais (Baumgarten *et al.*, 1996).

3.1.9.3- Amostragem sedimentos

Amostras de aproximadamente 1kg foram coletadas nos primeiros 10 cm de profundidade numa área aproximada de 10 m², para cada amostra. A amostragem de sedimentos de maior profundidade foi realizada com amostrador Paternos ou Ekman.

Os sedimentos obtidos foram homogeneizados e armazenados em sacos plásticos e colocados em ambiente refrigerado e transportados até o laboratório.

3.1.9.4- Parâmetros físico-químicos medidos em campo

Foram realizadas *in situ* medidas de pH e condutividade elétrica ou condutância específica. O pH é medido utilizando medidor de pH de campo marca Hanna, modelo 8316 conforme as recomendações de Aminot & Chaussepied (1983). A condutividade elétrica é determinada usando medidor de campo marca Hanna modelo 3366, previamente calibrado.

3.2- TRABALHO DE LABORATÓRIO

3.2.1- Caracterização granulométrica

O conteúdo de argila, silte e areia é determinado mediante peneiramento em meio úmido e centrifugação, seguindo a metodologia do laboratório de sedimentologia da UFPa (Figura 3.5).

A curva de caracterização granulométrica realizada com as amostras coletadas nos poços de monitoramento, permite estimar o valor da condutividade hidráulica pelo método de Hazen.(Figura 3.4 e Tabela 3.1). A curva de caracterização granulométrica é construída computacionalmente, plotando o tamanho dos grãos com a frequência acumulada.

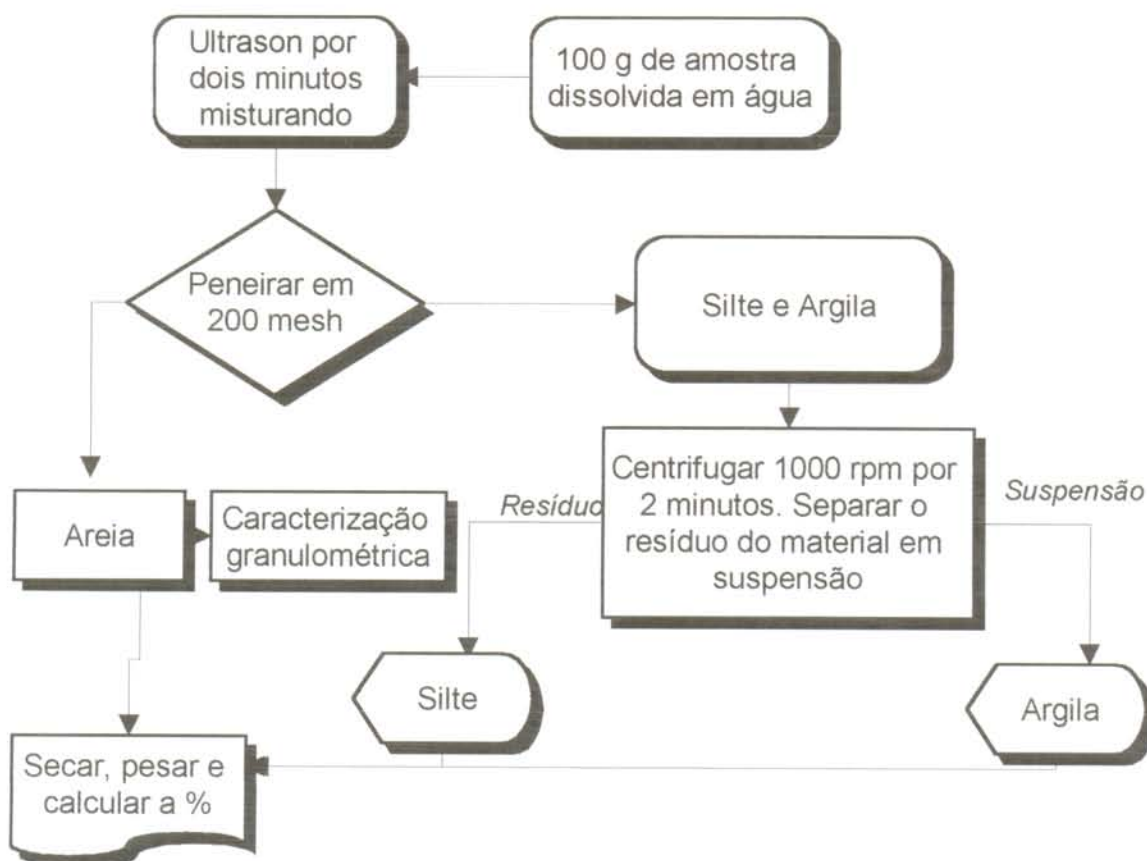


Figura 3.5- Diagrama de fluxo para a determinação de silte, areia e argila em sedimentos e amostras de solo. Procedimento seguido nos laboratórios de sedimentologia da Universidade Federal do Pará.

Tabela 3.1- Classificação granulométrica dos sedimentos e tamanho das peneiras

Intervalo (mm)	Descrição	Peneiras usadas (mm)*	
<0,063	Fração argila	>2,000	0,500 – 0,350
0,063-0,125	Areia muito fina	2,00 -1,410	0,350 – 0,250
0,125-0,250	Areia fina	1,410 - 1,000	0,250 – 0,177
0,250-0,500	Areia média	1,000 - 0,710	0,177 -0,082
0,500-1,00	Areia grossa	0,710 -0,500	0,082 – 0,062
			< 0,062

Fonte: Krumbein & Pettijohn¹ apud CPRM (1997); * UFPA, laboratório sedimentologia

3.2.2- Determinação da porosidade (n)

A porosidade se define como a relação existente entre os espaços vazios e o volume total de uma rocha ou sedimento, podendo ser expressa como fração decimal ou como valor percentual (Equação 3.7 e 3.8)

$$n = \frac{V_v}{V_t} \dots\dots\dots (3.7)$$

$$n = \frac{V_v}{V_t} * 100 \dots\dots\dots (3.8)$$

V_v = volume de vazios

V_t = volume total

O cálculo da porosidade total foi realizado utilizando amostras de material deformado e não deformado. Para o caso das amostras deformadas a porosidade foi estimada seguindo a metodologia indicada no Manual de Métodos de Análises de Solos da EMBRAPA (1979). Para as amostras não deformadas (V_t), esse volume conhecido foi submerso em água durante 12 horas. Posteriormente a amostra foi pesada (P_t) e colocada em estufa a 105°C durante 24 horas, resfriada e pesada novamente (P_r). A porosidade total pode ser calculada e expressada como fração decimal (Equação 3.9).

$$V_v = P_t - P_r$$

¹ KRUMBEIN, W. C & PETTIJOHN. 1938. Manual of sedimentary petrography. Appleton - Century-rofts, Inc., New York, 549p.

$$n = V_v/V_t \quad (3.9)$$

Pt = peso total da amostra saturada com água

Pr = peso real da amostra após 24 horas na estufa a 105°C

Vt = volume total da amostra

3.2.3- Análises químicas em águas superficiais, subterrâneas e chorume

3.2.3.1- Parâmetros físico-químicos:

- **Potencial de hidrogênio pH**- determinado com medidor de pH de campo marca Hanna, modelo 8316. As medidas são feitas " *in situ*" e no laboratório seguindo as recomendações de Aminot & Chaussepied (1983).

- **Condutividade elétrica ou condutância específica**: determinada com um medidor de campo marca Hanna modelo 3366, calibrado com água de mar padrão, com valores corrigidos para 25°C (*Standard Sea-Water*).

- **Alcalinidade total**: obtida pelo método volumétrico, segundo *Standard Methods* APHA-AWWA-WPCF (1980). A alcalinidade nas amostras de chorume foi determinada volumetricamente usando ácido sulfúrico 0,2N e pH-metro, até atingir valores de pH de 4,5 (*Standard Methods* APHA-AWWA-WPCF, 1980; Baumgarten *et al*, 1996).

- **Oxigênio dissolvido**: Determinação pelo método clássico de *Winkler* (Aminot & Chaussepied, 1983; Baumgarten *et al*, 1996).

- **Material particulado em suspensão - MPS**: Método gravimétrico, filtrando uma quantidade previamente determinada de amostra em membrana de 0,45 µm. (Aminot & Chaussepied, 1983; Baumgarten *et al*, 1996).

3.2.3.2- Parâmetros químicos

- **Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K**: espectrometria de emissão atômica seqüencial por plasma indutivamente acoplado (ICP-AES), com visualização radial do plasma cobrindo uma faixa espectral de 189 a 940 nm.

- **Cloreto (Cl)**: determinado pelo método volumétrico, utilizando nitrato de prata ou nitrato de mercúrio (*Standard Methods* APHA-AWWA-WPCF, 1980).

- **Sulfato (SO₄²⁻)**: determinado pelo método turbidimétrico (*Standard Methods* APHA-AWWA-WPCF, 1980).

- **Bicarbonato (HCO_3^-):** calculado a partir dos valores de pH e alcalinidade segundo (*Standard Methods* APHA-AWWA-WPCF, 1980).
- **Nitrato (NO_3^-):** estimado pelo método de redução quantitativa (> 95%) (Wood *et al. apud* Aminot & Chaussepied, 1983).
- **Ferro (Fe):** determinado por espectrofotometria (método da fenantrolina) (*Standard Methods* APHA-AWWA-WPCF, 1980).
- **Demanda química de oxigênio DQO:** calculado pelo método de dicromato de potássio, (APHA-AWWA-WPCF, 1980).
- **Carbono orgânico total:** calculado pelo método de redução do íon dicromato em meio ácido e titulação com solução de sulfato ferroso amoniacal (Aminot & Chaussepied, 1983; Baumgarten *et al.*, 1996).
- **Metais pesados (Fe, Mn, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb)** espectrometria de emissão atômica seqüencial por plasma indutivamente acoplado (ICP-AES), com visualização radial do plasma cobrindo uma faixa espectral de 189 a 940 nm (*Standard Methods* APHA-AWWA-WPCF, 1980).
- **Metais pesados no chorume:** dada a baixa concentração de metais nas amostras de chorume, a metodologia indicada é modificada da norma interna L0112 da CETESB (Figura 3.6).



Figura 3.6 - Metodologia para a quantificação de metais pesados em chorume (modificado da Norma L0112 CETESB).

- **Nitrito (NO_2^-):** determinação pelo método de Bendschneider & Robinson *apud* Aminot & Chaussepied (1983).
- **Nitrogênio amoniacal:** calculado pelo método do azul de indofenol. As amostras para este tipo de análise devem ser previamente fixadas em campo (Aminot & Chaussepied, 1983).
- **Demanda bioquímica de oxigênio DBO:**— método da incubação por 5 dias a 20°C, segundo APHA-AWWA-WPCF (1980).

3.2.4- Análise de solos e sedimentos

3.2.4.1- Metais pesados (Fe, Mn, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb)

As análises de metais pesados em solos, sedimentos e nos perfis coletados nos contatos de lixo, foi realizadas na fração granulométrica inferior a 125 μ m, com os seguintes ataques:

- **Extração seqüencial ou especiação:** Apesar dos problemas de seletividade, reprodutibilidade e concentrações abaixo dos limites de detecção, a metodologia de extração seqüencial ou especiação de metais pesados nas diferentes fases geoquímicas é uma metodologia operacionalmente definida, de grande utilidade para estimar a porção dos metais que ameaça o sistema ecológico (Tessier *et al.*, 1979 e 1980; Jordão *et al.*, 1990; Bodog *et al.*, 1996;).

Para solucionar em parte as dificuldades derivadas das baixas concentrações encontradas nas fases geoquímicas trocável, carbonácea e redutível, no presente trabalho, foi levada em consideração a metodologia proposta por Salomons & Forstner (1980), a qual consiste em juntar as fases geoquímicas trocável, carbonácea e redutível numa fase chamada de biodisponível (Figura 3.7).

- **Potencial de hidrogênio pH:** As amostras de sedimentos e solos são dissolvidas em água deionizada na relação 1:5. O pH é medido no sobrenadante, após realizar centrifugação da amostra.

- **Condutividade elétrica:** Determinada nas amostras de solos e sedimentos com a mesma solução utilizada para medição do pH, os valores são corrigidos para 25 °C (Standard Methods APHA-AWWA-WPCF, 1980).

3.3- TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Os dados obtidos nas diferentes análises são classificados, organizados, sistematizados e representados em gráficos para facilitar a sua compreensão. São elaboradas matrizes de correlação, diagramas de dispersão, especialmente, da concentração de metais em sedimentos e solos. Com os valores da condutividade hidráulica (K), a porosidade (n) e a carga hidráulica (h) é possível com ajuda de programas de computação, delinear a direção do movimento das águas subterrâneas, permitindo simular condições e situações diferentes.

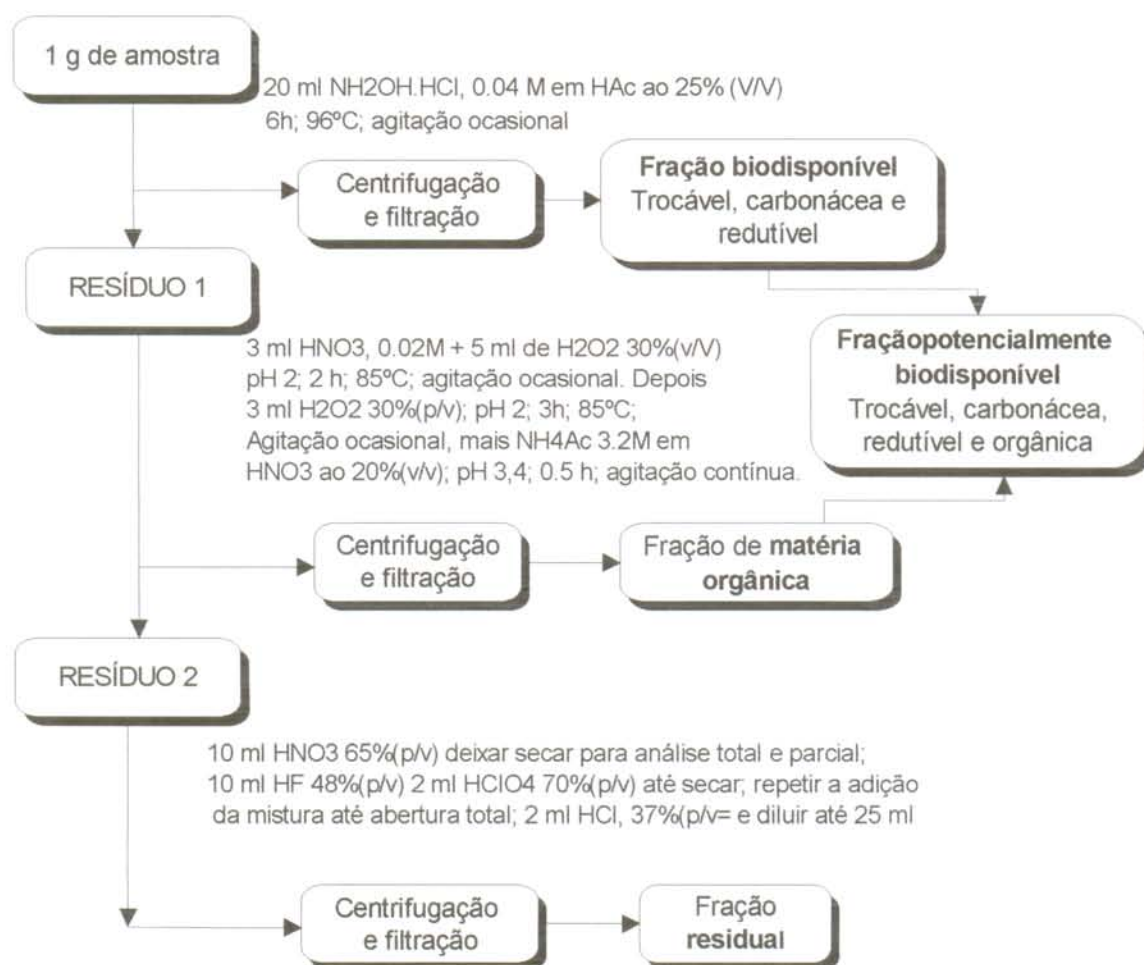


Figura 3.7. Extração sequencial de metais pesados nas fases geoquímicas de sedimentos de fundo e solos (modificada de Salomons & Förstner, 1980)

3.3.1- Método estatístico dos componentes principais

Considerando o número de variáveis analisadas nas diferentes atividades foi utilizado o método dos "Componentes Principais", já que este método permite explicar as variações e correlações existentes em um grande grupo de dados através de um número reduzido de novas variáveis, mas que guardam as características básicas das variáveis originais.

A *análise dos Componentes Principais* é uma técnica estatística que transforma linearmente um grupo de variáveis originais em um grupo, consideravelmente menor, de variáveis não correlacionadas e que melhor representa as informações das variáveis originais. Um grupo pequeno de variáveis não correlacionadas permite que a análise dos dados seja feita com mais precisão e, propicia assim, um melhor entendimento dos mesmos. Tal fato não ocorre

quando o grupo de dados é muito grande. A idéia foi originalmente concebida por Pearson(1901) e posteriormente desenvolvida por Hotelling (1933).

Assim, o método dos componentes principais objetiva transformar um grupo de variáveis $X_1, X_2, \dots, X_p$ (p-dimensional) correlacionadas em um novo grupo de variáveis não correlacionadas, digamos, $Y_1, Y_2, \dots, Y_p$, para melhor entender suas características. Essas novas variáveis são combinações lineares das variáveis originais e são derivadas em ordem decrescente de importância, tais que, o primeiro componente principal explica a maior variação possível dos dados originais. Pode-se dizer também que a transformação acima constitui uma rotação ortogonal, isto é, as distâncias no espaço p-dimensional são preservadas. Geometricamente, o primeiro componente principal é a curva a jusante no espaço p-dimensional. Tal curva minimiza a soma dos quadrados das distâncias das n observações com relação à curva a jusante (primeiro componente). Os dois primeiros componentes definem o plano de ajuste para a "nuvem" de pontos no espaço de variáveis p-dimensional. Os dois primeiros componentes são representados na Figura 3.8.

Observa-se que os componentes, na realidade, produzem uma rotação de 45° com os eixos coordenados das variáveis originais. Se as variáveis são altamente correlacionadas, a nuvem de pontos no gráfico (toma uma forma de elipse), se ajusta quase que perfeitamente ao primeiro componente. No entanto, quando essa nuvem se apresenta disposta homogeneamente em torno da origem (em forma de círculo), é indicativo concreto da inexistência de correlação entre as variáveis originais.

Algebricamente, o primeiro componente é uma combinação linear das $X_1, X_2, \dots, X_p$, isto é,

$$Y_1 = a_{11}X_1 + a_{12}X_2 + \dots + a_{1p}X_p = \sum_{i=1}^p a_{1i}x_i \quad (3.10)$$

Da mesma forma que o primeiro, os demais componentes ($Y_2, \dots, Y_p$) podem ser representados através de combinações lineares. Assim, A matriz de componentes principais pode ser expressa pela expressão $Y=A^T X$, onde a matriz A é uma matriz de constantes e X , são as variáveis.

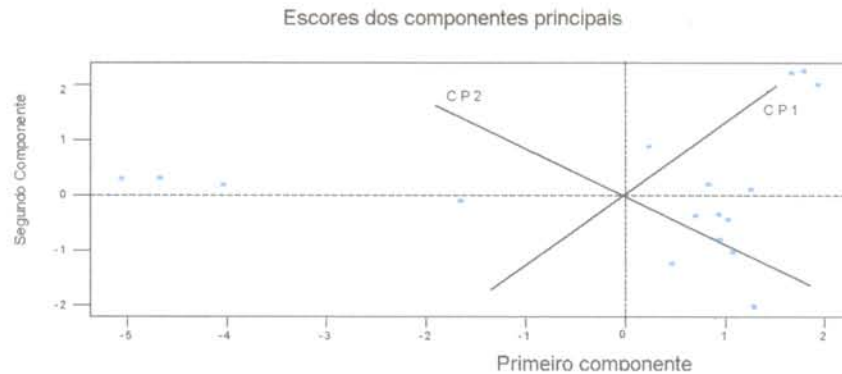


Figura 3.8- Primeiro e segundo componentes principais utilizados para explicar a agregação dos dados

3.3.2- Derivação dos componentes principais

A derivação dos componentes principais não requer qualquer suposição sobre as variáveis, exceto, que sejam expressas sob uma mesma unidade. A única exigência que o método faz é quanto a existência do vetor das médias (μ) e da matriz de variância/covariância.

Suponhamos que $X^T = [X_1, X_2, \dots, X_p]$, é um variável aleatória de dimensão p com média μ e matriz de covariância Σ . Como já foi citado, o propósito do método é encontrar variáveis, digamos, $Y_1, Y_2, \dots, Y_p$, e cujas variâncias decrescem da primeira à última. Cada Y_j é, portanto, uma combinação linear dos X 's.

A equação acima contém um fator de ponderação arbitrário e, por essa razão, impomos a condição de que $a^T_j a_j = \sum_{k=1}^p a_{kj}^2 = 1$. Esse processo de normalização assegura que as transformações sejam ortogonais, ou seja, que as distâncias no p -espaço sejam preservadas. Equivalentemente pode-se dizer, segundo Karl Pearson, que as somas totais do quadrado das distâncias dos pontos originais perpendiculares à curva a jusante, são minimizadas.

Dessa forma, o primeiro componente principal é determinado quando escolhemos a_1 que maximize a variância da equação (1), sujeito a restrição de que $a^T_1 a_1 = 1$.

O segundo componente é determinado da mesma forma que o primeiro, por se escolher a_2 tal que a equação (1) tenha a maior variância dentre todas as combinações possíveis e que não são correlacionadas com Y_1 . Os demais componentes são derivados seguindo-se o mesmo raciocínio.

Para derivar esses componentes, devemos escolher os valores das constantes que maximize as variâncias das funções correspondentes e, para tanto, devemos usar o procedimento padrão de maximização de uma função com várias variáveis sujeitas a uma ou mais restrições, que é o método dos multiplicadores de Lagrange. É possível mostrar, através desse processo de maximização, que a soma das variâncias das variáveis originais é igual à soma das variâncias dos componentes principais. Tal fato constitui um dos mais importantes resultados na análise de componentes principais.

3.4- MANIPULAÇÃO DA INFORMAÇÃO MEDIANTE O USO DO SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (SIG)

No tratamento e apresentação gráfica dos resultados foi utilizado o sistema de informação geográfica SIG, usando o IDRISI SIG/*software* para a apresentação dos dados quantitativos e qualitativos.

O sistema IDRISI, desenvolvido pela *Clark University/EUA*, é um aplicativo projetado para processamento de imagens, com capacidade analítica. Abrange banco de dados para modelamento espacial de imagens e classificação. Permite análises de série de tempo (*multi-criterial*) e apoio de decisão (*multi-objetivo*), análises de incerteza e modelamento de simulação (Lima, 2000).

Na geração de cartas derivadas e interpretativas, foram utilizados procedimentos matemáticos realizados pelo IDRISI seguindo a sistemática de Guerra (1998), que se refere à manipulação de documentos básicos, com atributos de peso e que irão representar a influência de cada atributo considerado no processo. A metodologia geral utilizada pode ser observada na Figura 3.8.

3.4.1- Dados utilizados

Foram utilizados os mapas analógicos (cartografia corrente) da topografia, geologia e da rede de drenagem, dados pontuais de lençol freático, dados pontuais da concentração de metais em amostras de solos e sedimentos coletados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

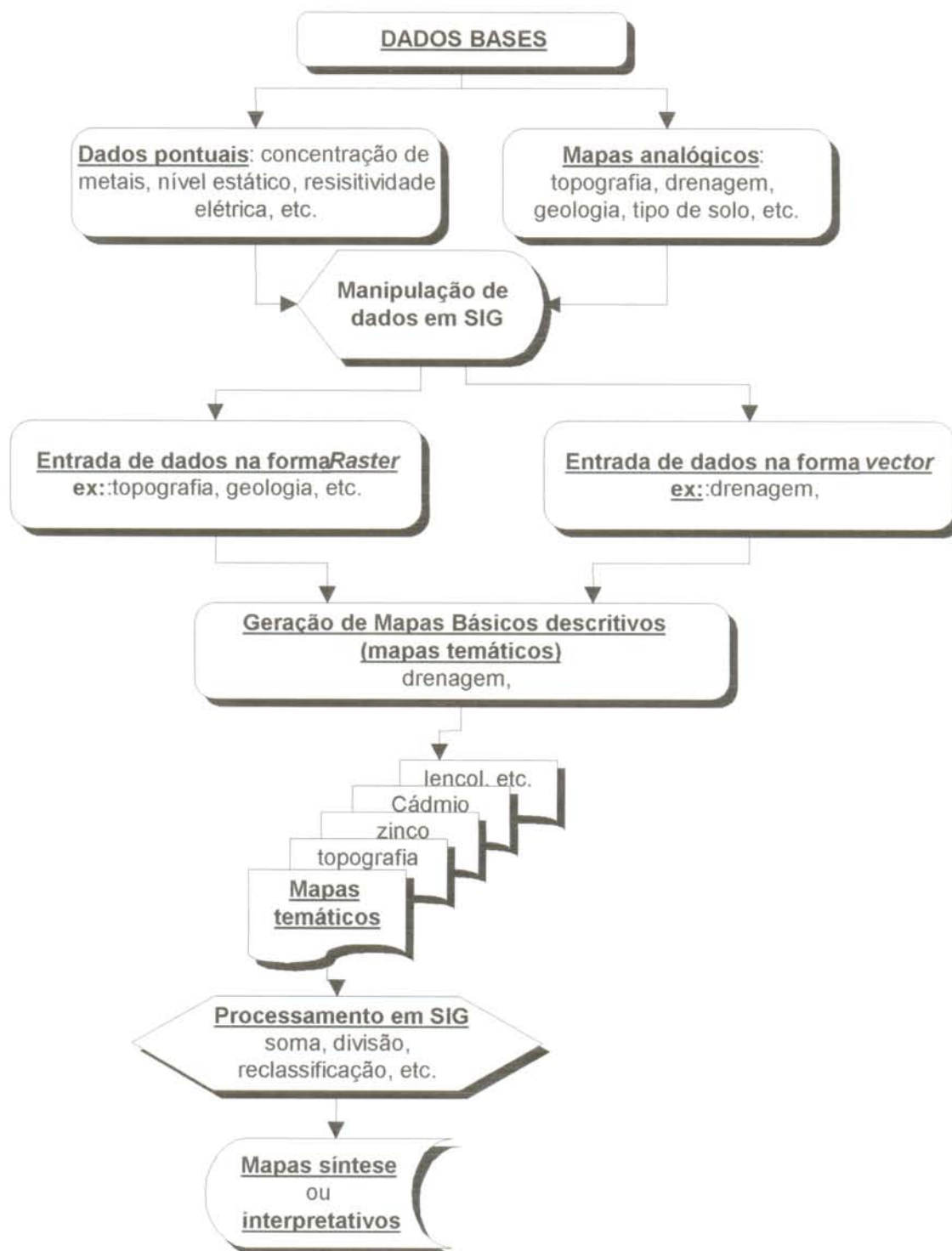


Figura 3.9- Metodologia geral utilizada no processamento da informação usando o SIG (modificado de Guerra, 1998).

Os mapas de topografia e de rede de drenagens foram elaborados por instituições federais, como o IBGE, estaduais e municipais como a CODEM, ou de trabalhos realizados na

área anteriormente, enquanto que as demais informações foram o resultado das diferentes atividades desenvolvidas no presente trabalho.

3.4.2- Transformação das cartas analógicas em cartas digitais

Os mapas analógicos (cartografia corrente) foram transformados para a base de dados digitais utilizando o *software* AutoCad. Os mapas base digitais na forma de vector, polígonos, etc., elaborados em AutoCad, foram exportados na forma de dados ASCII para serem entendidos em outros programas computacionais.

Os dados pontuais, tais como concentração de metais pesados em amostras de solos, cotas topográficas, nível estático dos poços de monitoramento, concentração de metais em amostras de sedimentos, etc., foram interpolados nos *software* SURFER-7, utilizando para isso os mapas base no formato ASCII, previamente geo-referenciados e elaborados em AutoCad. A interpolação realizada pelo *software* SURFER-7 permite transformar dados pontuais, em dados contínuos.

3.4.3- Elaboração de mapas temáticos

Os mapas digitais, com dados interpolados obtidos no programa SURFER-7, foram exportados para o *software* IDRISI para serem transformados em dados *vector*² e *raster*³, permitindo também realização de operações matemáticas entre esses mapas temáticos.

3.4.4- Elaboração de mapas sínteses ou interpretativos

A partir dos mapas temáticos, e aplicando os módulos do IDRISI, foram processados (soma, resta, divisão, multiplicação, reclassificação, bufferização, etc) originando os mapas sínteses. Os mapas sínteses foram aperfeiçoados para melhorar a representação gráfica dos resultados espacialmente.

² Na representação gráfica de "vector" os limites das características são definidos por uma serie de pontos que, quando interligados com retas formam a representação gráfica daquela característica. Os pontos são codificados com um par de números dando as coordenadas X e Y no sistema (UTM, latitude/longitude, etc.)

3.4.4.1- Tratamentos matemáticos

Os tratamentos matemáticos consistem na utilização de módulos e comandos no ambiente IDRISI que realizam automaticamente cálculos e relações, gerando mapas sínteses tais como a declividade a partir de mapa temático da topografia, mapa de áreas contaminadas por metais pesados, etc.

3.4.4.2- Procedimento de Guerra (1998)

No presente trabalho foi utilizado o procedimento de Guerra *apud* Lima (2000), com algumas modificações de acordo aos resultados pretendidos:

a) *Seleção de cartas básicas (mapas temáticos) e interpretativas (mapas sínteses)* - realizada com base no objetivo de estudo, ou seja, contendo os principais atributos a serem avaliados, por exemplo: mapas temáticos de drenagem, topográficos; mapas sínteses ou cartas interpretativas como o mapa de declividade.

b) *Ponderação das unidades* - Os mapas temáticos e de sínteses já apresentam unidades discriminadas por identificadores.

Na avaliação de metais nas amostras de solos e sedimentos foi considerada a Percentagem do Elemento Potencialmente Biodisponível PEPB (fase geoquímica biodisponível e orgânica em relação ao total do elemento estudado), sendo definidas quatro categorias descritas na Tabela 3.2:

Como pode-se observar, os valores do peso dos elementos para cada categoria são diferentes, mais conservam a mesma proporção dada para os diferentes critérios na Tabela 3.2.

Tabela 3.2- Critérios e categorias consideradas na avaliação de áreas poluídas por metais Pesados considerando a percentagem do elemento potencialmente biodisponível PEPB

Critério do PEPB	Peso	Categoria
Não detectado	0	Nulo
PEPB < a 20% do total	1	Não poluído
20% > PEPB < 50% do total	2	Moderadamente poluído
PEPB > 50% do total	3	Poluído

³ Na representação gráfica "raster" as características e atributos que elas possuem, são armazenadas em arquivos de dados unificados. A cada célula é atribuído um valor numérico que pode representar uma característica identificadora, um código de atributo qualitativo ou um valor quantitativo de atributo.

Na avaliação e obtenção de mapas sínteses de quatro metais em amostras de solos e sedimentos, foram usados os seguintes critérios:

Tabela 3.3- Pesos e categorias consideradas na avaliação de áreas poluídas pelos metais Cd, Cr, Cu, Ni e Pb considerando a PEPB

Peso Cd	Peso Cr	Peso Cu	Peso Ni	Peso Pb	Categoria
0	0	0	0	0	Nulo
1	10	100	1000	10000	Não poluído
2	20	200	2000	20000	Moderadamente poluído
3	30	300	3000	30000	Poluído

Utilizando a ferramenta de soma no IDRISI, isto é, somando os mapas temáticos de cada um dos quatro elementos, se obterão um número de combinações iguais ao número de categorias elevada a uma potência que corresponde ao número do elemento, isto é $\text{Categorias}^{\text{\#elementos}}$ (C^e), ou seja, 4^5 que equivale a 1024 possíveis combinações; não obstante, na prática são obtidos uns números bem menores de combinações. Utilizando três categorias (excluindo a categoria nula) e 5 elementos o número possível de combinações seria de 3^5 , ou seja, 243 possíveis resultados. Para dados pontuais cada elemento só pode ter uma categoria, mas para dados *raster*, cada elemento pode apresentar espacialmente várias categorias. Os diferentes resultados das combinações podem-se apresentar como mapas sínteses (cartas interpretativas) o que facilitaria a interpretação espacial de áreas contaminadas, ou não contaminadas, considerando total ou parcialmente os elementos estudados.

Em nível de exemplo podemos determinar o significado de quatro das possíveis combinações, de um mapa síntese, obtidas da soma dos cinco mapas temáticos (cinco elementos) com três categorias para cada elemento seguindo as orientações dadas nas Tabelas 3.4 e 3.5.

Tabela 3.4- Resultados de quatro combinações da soma de mapas temáticos de cinco elementos, sua categoria e significado.

Elementos e identificadores					Significado das diferentes combinações no mapa sínteses
Pb	Ni	Cu	Cr	Cd	
1	1	1	1	1	Não contaminado com nenhum elemento
1	2	3	1	1	Não contaminado com Pb, Cr e Cd; moderadamente poluído com Ni e contaminada com Cu
2	3	1	2	3	Não contaminado com Cu, moderadamente poluído com Pb e Cr e contaminado com Ni e Cd
3	3	3	3	3	Área contaminada com Pb, Ni, C, Cr e Cd

c) *Elaboração da matriz de correlação* - com isso são avaliados os grupos de documentos a serem combinados. Na avaliação da vulnerabilidade da zona saturada à infiltração do chorume, o sistema de ponderação pode estar determinado por vários fatores com pesos diferentes. Por ordem de hierarquia a vulnerabilidade da zona saturada para ser atingida pela infiltração do chorume pode estar determinada pelos seguintes fatores (Tabela 3.3):

- tipo de material geológico na zona não saturada: material argiloso, areno siltoso, silto argiloso ou arenoso, poderia ser assinado um peso de 40% em relação aos outros fatores,
- profundidade da zona saturada, pode-se assinar um peso de 30%,
- localização dos resíduos sólidos, com peso de 20%,
- declividade do terreno, com peso de 10%.

Tabela 3.5- Pesos e valor ponderado dos fatores usados na avaliação da vulnerabilidade do lençol freático à infiltração do chorume.

Ponderação	40%		30%		20%		10%
Tipo de material	Peso	Lençol freático	Peso	Presença de resíduos	Peso	Declividade	Peso
Argiloso	0,3	> de 2 m	0,3	Não ocupado com resíduos	0,2	> 6%	0,2
Silto-arenos ou silto argilosos	0,5	Entre 0,5 e 2 m	0,5	Coberto com resíduos	0,9	Entre 2 e 6%	0,4
Arenoso	0,8	< 0,5 m	0,8			<2%	0,8

Com os valores dados na ponderação, pode-se construir uma matriz de correlação onde se confronta a importância dos atributos individualmente (Tabela 3.6)

Tabela 3.6- Matriz de correlação entre material geológico, lençol freático, presença de resíduos e declividade na avaliação da vulnerabilidade do lençol freático a infiltração do chorume.

	Material geológico	Lençol freático	Presença de resíduos	Declividade
Material geológico	1			
Lençol freático	$\frac{3}{4}$	1		
Presença de resíduos	$\frac{1}{2}$	$\frac{2}{3}$	1	
Declividade	$\frac{1}{4}$	$\frac{1}{3}$	$\frac{1}{2}$	1

Comparando a profundidade do lençol freático com o tipo de material pode-se observar que o primeiro tem menor importância numa proporção de $\frac{3}{4}$ em relação ao segundo (ponderação de tipo de material de cobertura é de 40% e a presença do lençol de 30%). Os outros valores podem ser observados na Tabela 3.6.

d) Elaboração do produto final - o mapa final gerado é primeiramente reclassificado e em seguida exportado (formato arquivo BMP) para tratamento gráfico em ambiente COREL DRAW, onde é editado na sua forma final.

3.4.5- Análises de resultados

O processamento de mapas temáticos, usando o SIG, permite obter mapas sínteses ou interpretativos que facilitam a análise e interpretação espacial das diversas informações. Esse tipo de representação gráfica permite relacionar espacialmente as diferentes variáveis em relação à localização da área de depósito de resíduos sólidos, o que possibilita a dedução do efeito ambientais dos resíduos sólidos nos recursos ambientais localizados na área.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ESTUDOS GEOFÍSICOS

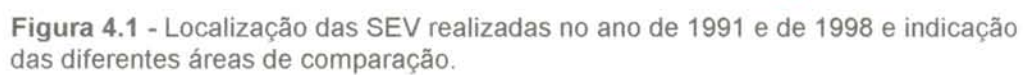
4.1.1 Sondagens de Resistividade Elétrico Vertical SEV

Os métodos geofísicos de eletrorresistividade têm sido utilizados na detecção e monitoramento de poluição de águas subterrâneas por depósitos de lixo industrial e domiciliar (Stollar & Roux, 1975; Kelly, 1976 e Benson *et al.* 1988). Executou-se 17 Sondagens Elétrico Verticais (SEV) com o arranjo *Schlumberger*, foi usado espaçamento de 0,5 e 2 m entre os eletrodos MN e valores de 2,0; a 150 m para a distância dos eletrodos de corrente AB. As profundidades de investigação encontram-se na faixa de 10 a 30% do espaçamento de AB (Tabela 4.1 e Anexo 1).

Tabela 4.1- Valores da profundidade empírica atingida para alguns valores da distância AB/2.

Separação AB/2	Profundidade (m)	Separação AB/2	Profundidade (m)
1	0,20 a 0,60	18	3,60 a 10,80
3,2	0,64 a 1,92	42	8,50 a 25,00
4,2	0,84 a 2,52	55	11,00 a 33,00
13	2,60 a 7,80	75	15,00 a 45,00

A Figura 4.1 mostra a localização dos pontos das 17 SEV realizadas no presente trabalho (1998) e as 10 SEV realizadas por Bastos (1991). Para-se determinar a variação das propriedades elétricas do terreno, antes e depois de transformar-se em depósito de lixo, compararam-se os valores da resistividade das SEV realizadas nas duas fases referidas. Na interpretação foram selecionadas áreas de comparação das SEV realizadas em 1991 e 1998. Na área de comparação 1 foram consideradas as sondagens S-01, S-02, S-03 e S-12 realizadas em 1998 (atual) com a sondagem S-4A realizada em 1991 (antiga); na área de comparação 2, foram confrontados os valores das sondagens S-06, S-07, S-08 (atuais) com a sondagem S-9A (antiga). A sondagem S-11 (atual) e a sondagem S-5A (antiga) foram incluídas na área de comparação 3, enquanto que as sondagens S-14, S-15 e S-16 (atuais) e a sondagem S-10-A (antiga), foram incluídas na área de comparação 4. A sondagem S-17 (atual) e as sondagens S-1A, S-2A e 1-3A (antigas) foram incluídas na área de comparação 5 (Tabelas 4.2 e 4.3 e Figura 4.1)



A comparação realizada demonstra que o terreno sofreu uma grande influência do lixiviado dos resíduos sólidos, evidenciada pela significativa redução da resistividade do subsolo após a deposição do lixo, entre 1991 e 1998, indicando que o chorume estendeu-se em todas as direções, a partir do depósito dos resíduos sólidos.

Tabela 4.2- Média dos valores da resistividade aparente em $\Omega.m$ (aberturas de AB/2 entre 1,0 e 3,2; 4,2 e 13,0; 18 e 75m), realizadas por Bastos (1991) e as realizadas no presente trabalho (1998).

1998				1991			
AB/2	1,0-3,2 (m)	4,2-13(m)	18-75(m)	AB/2(m)	1-3,2(m)	4,2-13(m)	18-75(m)
SEV-1	24	14	27,31	Sev-01	10791	2895	595
SEV-2	69	20	36,88	Sev-02	118	922	356
SEV-3	83	42	95,69	Sev-03	562	2380	1090
SEV-4	86	41	66,71	Sev-04	1238	2042	1069
SEV-5	202	146	94,3	Sev-05	6628	4777	453
SEV-6	23	12	30,43	sev-06	323	1149	1410
SEV-7	88	33	25,54	sev-07	1357	1998	1502
SEV-8	342	133	18,22	sev-08	1466	1620	219
SEV-9	330	232	81,29	sev-09	4382	4005	1081
SEV-10	314	101	180,56	sev-10	960	870	950
SEV-11	598	453	290,93				
SEV-12	27	26	65,9				
SEV-13	792	1.078	2,126				
SEV-14	337	368	332				
SEV-15	430	486	358				
SEV-16	364	386	427				
SEV-17	41	19	25				

Tabela 4.3- Comparação dos valores de resistividade realizados por Bastos (1991) e os realizados no presente trabalho (1998) nas diferentes áreas de comparação.

		Área de comparação 1	Área de comparação 2	Área de comparação 3	Área de comparação 4	Área de comparação 5
AB/2	Profund. (m)	SEV 1,2,3,12 atual com 4A antiga	SEV 6,7,8 atual com 9 A- antiga	SEV 11 atual com 5 ^A antiga	SEV 14, 15, 16 atual com 10A antiga	SEV 17 atual com 1 ^A , 2A, 3A antigas
1,0-3,2	0,2 - 2,5,	Redução de 24 vezes (96%)	Redução de 29 vezes (96,5%)	Redução de 11 vezes (91%)	Redução de 3 vezes (66%)	Redução de 93 vezes (98,9%)
4,2-13	0,8 - 7,8	Redução de 80 vezes (98,75%)	Redução de 68 vezes (98,52%)	Redução de 11 vezes (91%)	Redução de 2 vezes (50%)	Redução de 109 vezes (99%)
18-75	3,6 - 45,0	Redução de 19 vezes (94,7%)	Redução de 44 vezes (97%)	Redução de 2 vezes (50%)	Redução de 3 vezes (66%)	Redução de 27 vezes (96%)

A diminuição mais drástica da resistividade aparente foi encontrada nas aberturas de AB/2 compreendidas entre 4.2 e 13 m, que correspondem a profundidades de 1 a 8 m. Nessas profundidades, a redução dos valores de resistividade estão acima de 90% dos valores originais, chegando até valores 99% (redução de 109 vezes o valor inicial) na área de comparação 5 (Tabela 4.3).

Na área 4 (SEV S14, S-15 e S-16 com SEV S-10A), mais afastada do depósito de resíduos sólidos, e por conseguinte menos atingida, a resistividade mostrou reduções, em torno de 2 a 3 vezes do valor original. A área 3 (SEV S-11 com SEV S-5A) localizada mais próxima do depósito de lixo, mostrou valores 11 vezes menores que os valores encontrados por Bastos (1991) nos primeiros 8 m de profundidade. Essas reduções foram maiores que aquelas apresentadas na área de comparação 4, e menores que aquelas experimentadas nas áreas onde estão depositados os resíduos sólidos (área 5). Os valores da resistividade medidos nas maiores profundidades da área 3, parecem não sofrer influência do chorume (Tabela 4.3).

Os valores obtidos na SEV 13 (atual), são da mesma grandeza dos obtidos por Bastos (1991), indicando que essa área, até a época das medições, não tinha sido atingida pelos poluentes derivados do lixo (Figura 4.1).

Os mapas de resistividade estimam a sua distribuição em diferentes profundidades. Foram construídos mapas de resistividade aparente com valores de $AB/2=5,5$ m, $AB/2=18$ m, $AB/2=42$ m e $AB/2=75$ m, incluindo os dados obtidos por Bastos (1991) e a localização dos pontos centrais das SEV realizadas no desenvolvimento do presente trabalho (Figuras 4.2 e 4.3).

As Figuras 4.2 e 4.3, ratificam que a maior parte da poluição encontra-se lateralmente distribuída em profundidades de 3,5 a 8,5 m, (separações de $AB/2=18$ m e $AB/2=42$ m). A Figura 4.2-A indica que, a profundidades inferiores a três metros, o chorume apresenta uma dispersão preferencialmente em profundidade (vertical).

Os mapas de resistividade das Figuras 4.2 e 4.3 mostram que a direção geral do fluxo de chorume aponta na direção sul, oeste e leste da área do complexo até profundidades de aproximadamente 10 m, apesar de poucas medidas terem sido feitas nas partes leste e nordeste. Embora a Figura 4.3-B, indique que o chorume se estende para leste na profundidade de 15 a 45 m ($AB/2=75$ m), os valores da resistividade obtidos nas SEV atuais, são similares aos obtidos por Bastos (1991), indicando que nessa profundidade não existe influência do deslocamento do chorume.

As Figuras 4.2-B, 4.3-A e 4.3-B mostram, em geral, que os gradientes da resistividade do terreno nas diferentes profundidades, são maiores ao norte do depósito de lixo, indicando que os fluxos do chorume estão se dispersando na direção sul onde os gradientes da resistividade são menores.

O resultado estatístico realizado mediante a metodologia de componentes principais, realizado com os valores da resistividade aparente (Tabela 4.2) nos três níveis de aberturas

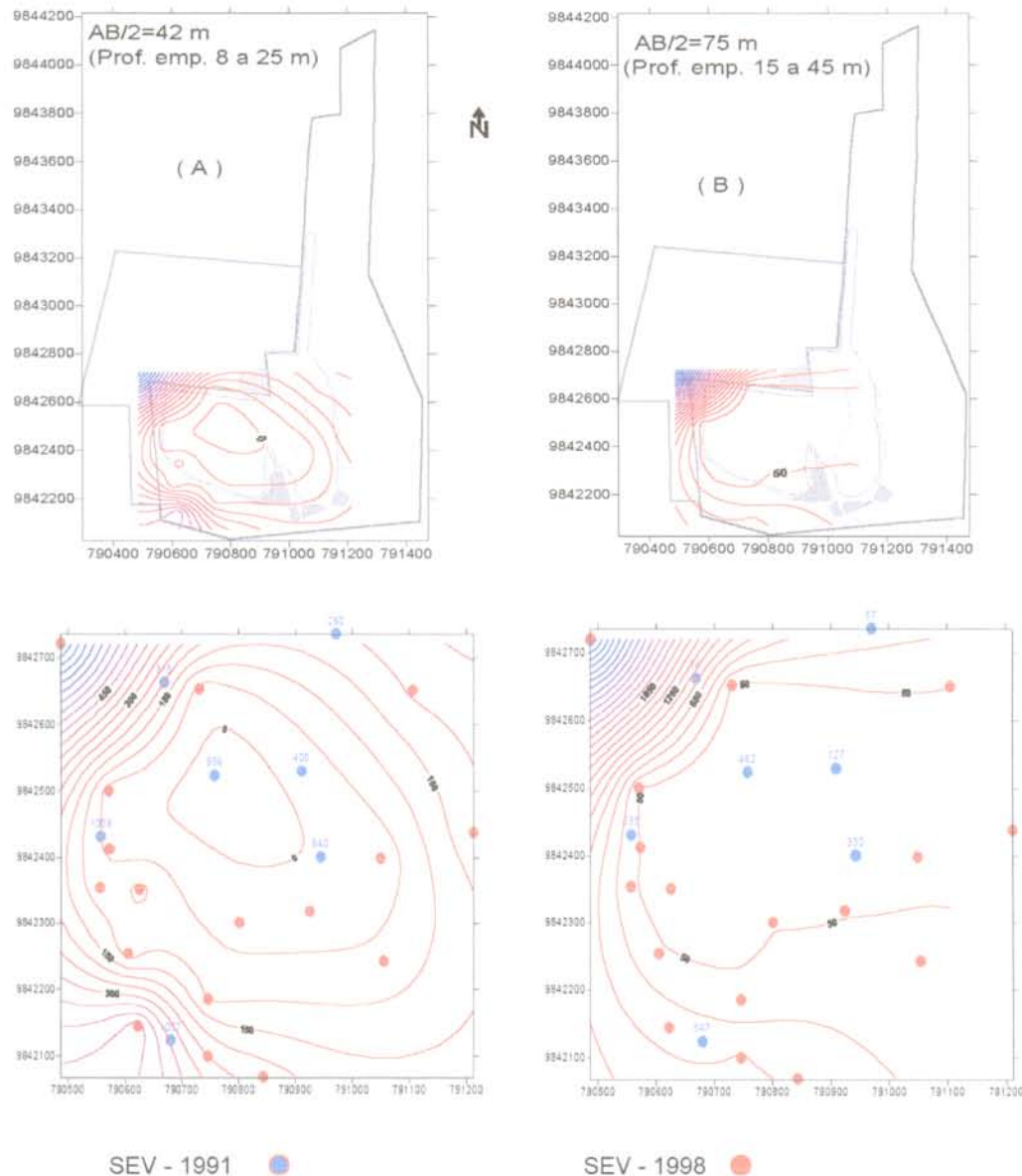


Figura 4.3 - Curvas de isoresistividade aparente para $AB/2= 42$ m (A) e $AB/2= 75$ m (B). Interpolação realizada com os valores de 1998. Os valores de 1991 só para efeitos de comparação.

Para os valores de Bastos (1991), o primeiro componente principal, que explica 57,1% da agregação dos valores da resistividade, mostra que a profundidade P_3^2 apresenta um peso de + 0,316, bem maior que os pesos nas profundidades P_1^3 e P_2^4 com valores de -0,702 e - 0,639 respectivamente (Tabela 4.4). Isso indica que antes de transformar a área em depósito de lixo, a resistividade nas maiores profundidades mostravam-se mais uniforme refletindo maior

² aberturas AB/2 de 4,2 a 13 m, e profundidade entre 3 e 12m

³ aberturas AB/2 de 1,0 a 3,2 m, e profundidade menor a 3 m

⁴ aberturas AB/2 de 18 a 75 m, e profundidade maior a 12 m

homogeneidade nas camadas geológicas, representadas por areias finas e areias siltsas, enquanto que as camadas mais rasas, que mostraram diversidade nos valores de resistividade são relacionadas a camadas geológicas diferentes, variando de material areno-siltico, camadas de laterito, lentes de argila e material rico em concreções ferruginosas (Tabela 4.4).

Tabela 4.4- Valores das componentes principais realizadas com os valores da resistividade aparente realizada em 1991 e 1998

1991				1998		
	PC1	PC2	PC3	PC1	PC2	PC3
Variação	1,7133	0,9793	0,3074	2,2626	0,6539	0,0835
V.Acum.	0,571	0,898	100,00	0,754	0,972	100,00
Componentes principais				Componentes principais		
$Y_1 = -0,702P_1 - 0,639 P_2 + 0,316P_3$				$Y_1 = -0,471P_1 - 0,638 P_2 - 0,610P_3$		
$Y_2 = -0,025P_1 - 0,421 P_2 - 0,907P_3$				$Y_2 = 0,872P_1 - 0,230 P_2 - 0,432P_3$		
PC1= primeiro componente principal; P1= profundidade 1 (<3mm)						

PC1= primeiro componente principal; P₁= profundidade 1 (<3mm)

Ao contrário do observado nas SEV de 1991, os valores das componentes principais obtidos nas SEV realizadas em 1998 (7 anos após o funcionamento da área como depósito de resíduos sólidos), mostram que o primeiro componente principal que explica 75,4% da agregação dos dados, apresenta a maior ponderação (-0,471) na profundidade P₁ (primeiros 3 m de profundidade), enquanto que a profundidade P₃ (>12 m) mostrou um menor peso (-0,61). Isso significa que de 1991 para 1998 teve uma mudança nas características elétricas do terreno. Esse comportamento indica que antes do terreno ser transformado em depósito de lixo, as camadas mais profundas apresentavam maior homogeneidade nos valores da resistividade, e, logo após a área ser transformada em depósito de lixo, a resistividade das camadas mais rasas mostrou-se mais homogênea, indicando que essas camadas foram atingidas pelo deslocamento superficial e subterrâneo de chorume (Tabela 4.4). Os resultados obtidos nas mudanças das características elétricas são compatíveis com os trabalhos realizados por Greenhouse *et al.*⁵, *apud* Tressoldi & Consoni, (1998) e Benson *et al.* (1988) em área próxima a um depósito de resíduos sólidos.

4.1.2- Imageamento elétrico

O imageamento elétrico realizado na área de abrangência ao longo de quinze perfis, usando arranjo *Wenner* (Figura 4.4), confirmou os trabalhos obtidos nas sondagens elétricas verticais (SEV), corroborando que as características elétricas do subsolo foram modificadas pelo deslocamento dos poluentes produzidos na degradação dos resíduos sólidos referenciados por Luiz *et al.* (1999) e Piratoba Morales & Fenzl (2000).

⁵ GREENHOUSE, J.P., WILLIAMS, M.M. & ELLERT, N. 1987. Geophysical studies of ground-water contamination at two landfills in São Paulo State. In: Conferencia Latino_americana sobre hidrogeologia Urbana y Contaminación de Aqüíferos, 1987, Cochabamba. *Anais...*

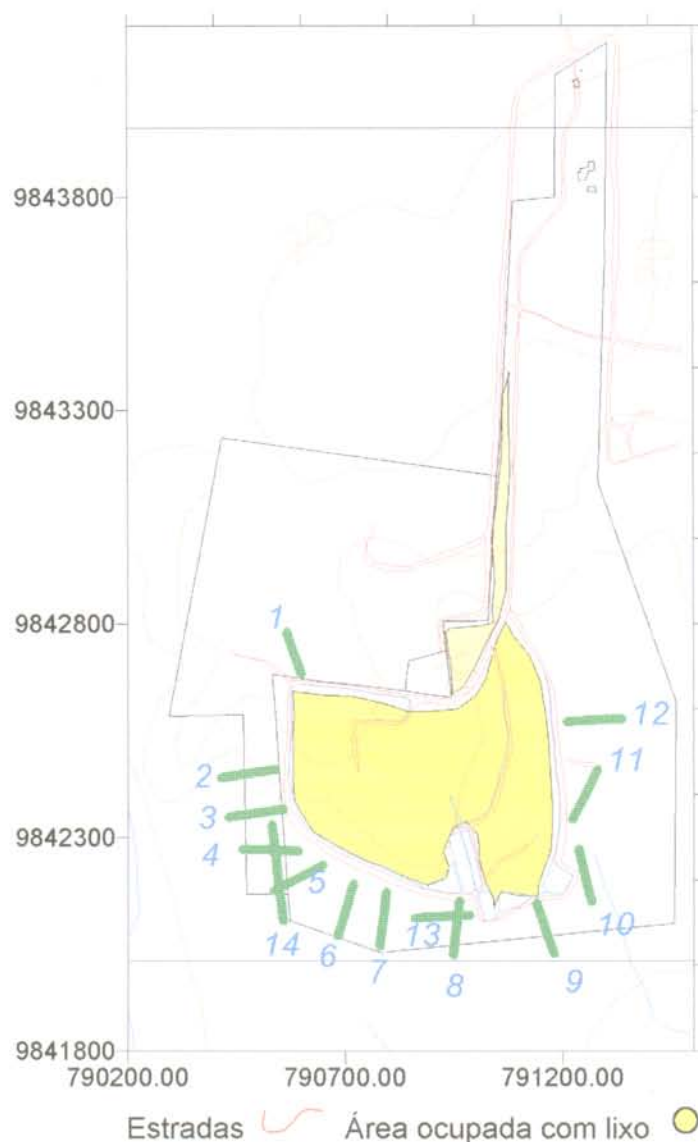


Figura 4.4- Localização dos perfis por imageamento elétrico realizados no depósito de lixo do Aurá (11/11/2000).

Os resultados obtidos nos perfis permitiram estabelecer a seguinte associação entre os valores de resistividade e dos tipos litológicos da área: as areias secas podem-se associar com valores de resistividade maiores que $100 \Omega.m$; as areias com água valores entre 70 e $100 \Omega.m$; os siltes, entre 50 e $70 \Omega.m$; as argilas entre 10 e $50 \Omega.m$ e as camadas de concreções ferruginosas com resistividades na ordem de $1.500 \Omega.m$ ou mais (CPRM, 1997 e PARÁ, 1995).

As areias atingidas pelo chorume, rico em compostos orgânicos e inorgânicos ionizados (sais, ácidos, etc.), responsáveis pela diminuição da resistividade, possuem valores menores que $10 \Omega.m$ (entre $0,1$ e $8 \Omega.m$, normalmente). Por isso as águas presentes nestas areias são consideradas poluídas por essas substâncias do chorume.

Os valores de resistividade medidos nos perfis, indicam que o lençol freático está sendo atingido pelo lixiviado originado na degradação dos resíduos sólidos de duas formas diferentes: a primeira originada pela infiltração do chorume, predominantemente na vertical, que ocorre principalmente nas áreas onde o chorume se desloca, ou, deslocou-se superficialmente, caminho que depende das características geológicas do meio, em especial da zona não saturada; a Segunda via de contaminação foi causada pelo deslocamento subterrâneo, preferencialmente horizontal, o qual depende fundamentalmente das características hidrodinâmicas do aquífero da área.

Os resultados obtidos nos perfis foram os seguintes (Figuras 4.5 a 4.7):

O *perfil 1* apresenta resistividades baixas que indicam contaminação a partir de 1,3 m até cerca de 12 m em uma faixa relativamente contínua em profundidade e pontual na parte superficial. A contaminação superficial provavelmente decorre de um lago de águas pluviais que recebeu chorume até a época da medição. Porém, existe a possibilidade de estar ocorrendo contaminação a partir do depósito de lixo em sub-superfície até atingir o nível de 12 m.

O *perfil 2* apresenta resistividades baixas entre as profundidades de 5 a 12 m e em uma porção mais superficial (1,3 m) logo no início deste. O mesmo ocorre com o *perfil 3*, contudo a aparente contaminação é bem mais contínua e a área superficial menor. O *perfil 4* também é semelhante, mas a faixa possivelmente contaminada só perfaz 1/3 do perfil, o que é confirmado pelo perfil 14, que é interseccionado por este. A partir daí o perfil exibe bastante argila e talvez por isso o poluente não tenha avançado. Tanto o perfil 2, perfil 3 e perfil 4, mostram que a contaminação ocorreu preferencialmente pelo deslocamento subterrâneo do chorume.

O *perfil 14* (único com 275 m) cruza o perfil 4, como já foi dito, e se aproxima dos perfis 3 e 5 e confirma a contaminação desta área. Exibe também duas faixas isoladas bastante grandes que possivelmente estão relacionadas a areia seca e/ou concreções ferruginosas.

O *perfil 5* apresenta uma faixa com valores de resistividades muito baixo, indício de contaminação por chorume, com formato irregular, mas contínuo, entre as profundidades de 1,3 até 10 m que perfaz cerca de 80% de todo o perfil. A porção superficial é bastante grande, e isto, provavelmente, é devido à disposição de chorume em superfície nesta área ocorrida no passado.

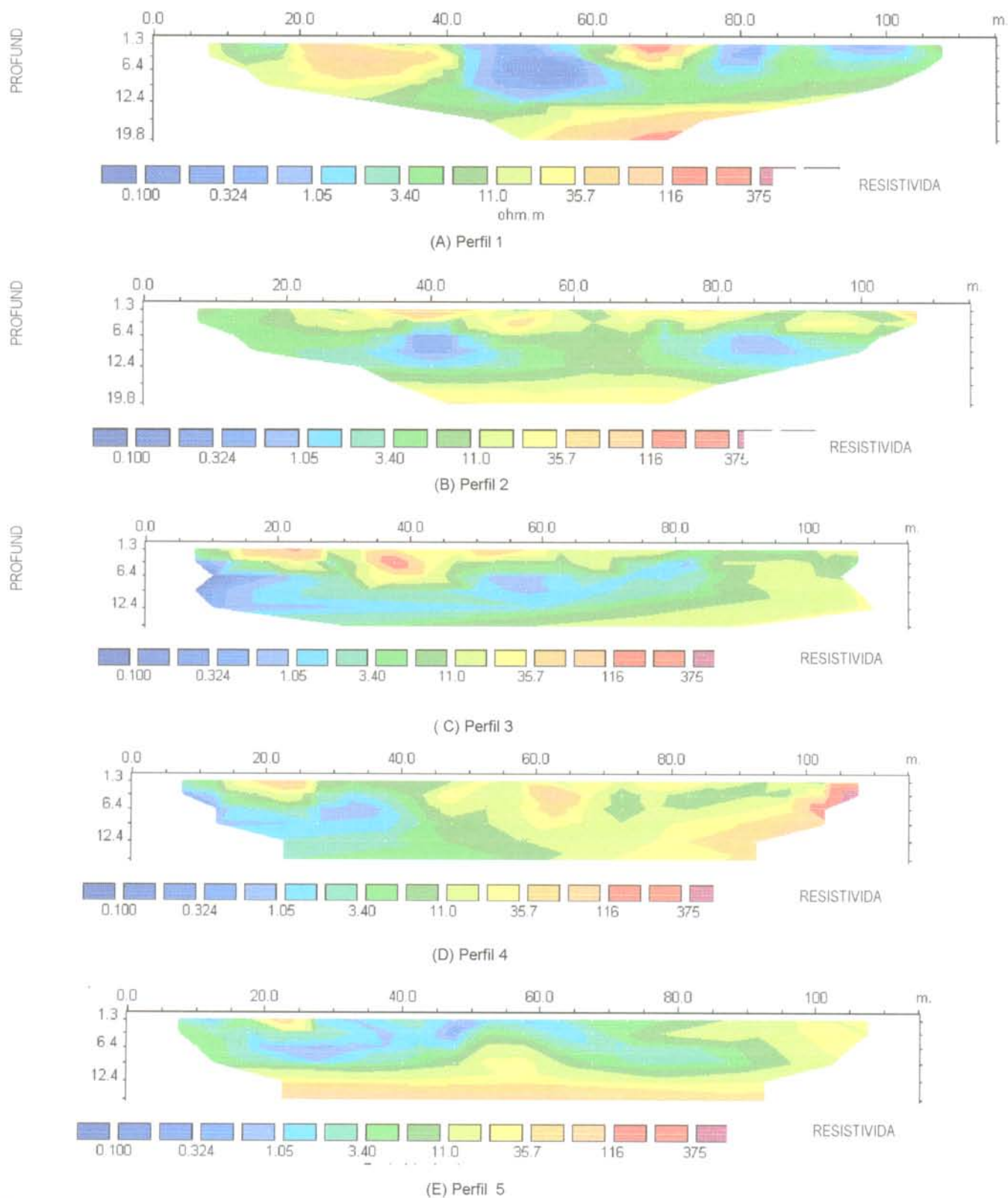


Figura 4.5- Modelo da inversão dos valores de resistividade aparente nos perfis 1,2,3,4 e 5. (11/11/200)

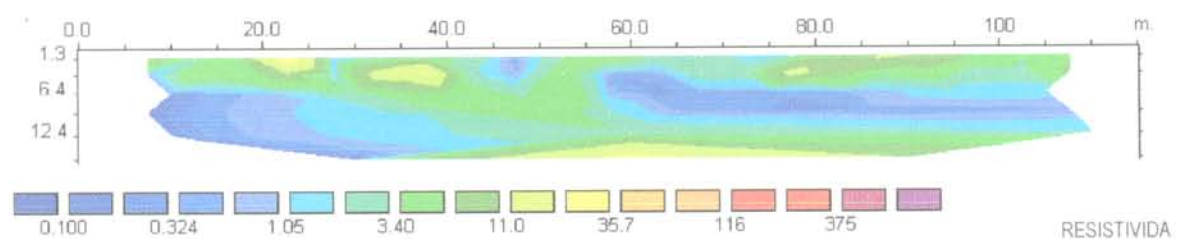
O mesmo ocorre no *perfil 6*, porém este é formado praticamente todo por resistividades baixas, desde a parte mais superficial até a mais inferior, e portanto possivelmente o mais contaminado de todos os demais. Talvez a disposição de chorume em superfície tenha afetado esta área, mas não apenas isto, pois há duas faixas com resistividades menores que $2 \Omega.m$ (possivelmente com contaminações mais intensas) entre as profundidades de 3 e 12 m aproximadamente. O *perfil 7* também possui possível contaminação superficialmente, sobretudo no início do perfil. Contudo, de forma mais pronunciada entre 11 m até a base, 16 m. Este perfil mostra que o deslocamento subterrâneo de chorume foi o responsável pela existência dos baixos valores de resistividade.

Os *perfis 8, 9 e 13*, da porção sul da área, são constituídos por faixas de argila e areia (com resistividades entre 8 e $100 \Omega.m$), relativamente contínuas, exceto em uma faixa pouco espessa em profundidade (16 m) no perfil 13 e localmente no início do perfil 8, a 12 m de profundidade (com cerca de $5 \Omega.m$). A ausência de contaminação nestes perfis pode indicar que o chorume proveniente do depósito de resíduos sólidos, ao norte desta faixa, estaria contaminando camadas mais profundas, não investigadas por estas medidas geofísicas, visto que amostras de água de poços com 12 e 20 m nesta área, apresentam contaminação. Por outro lado, o perfil 13 exhibe a presença de uma camada de argila na base que impediria a migração rápida ou moderada do chorume.

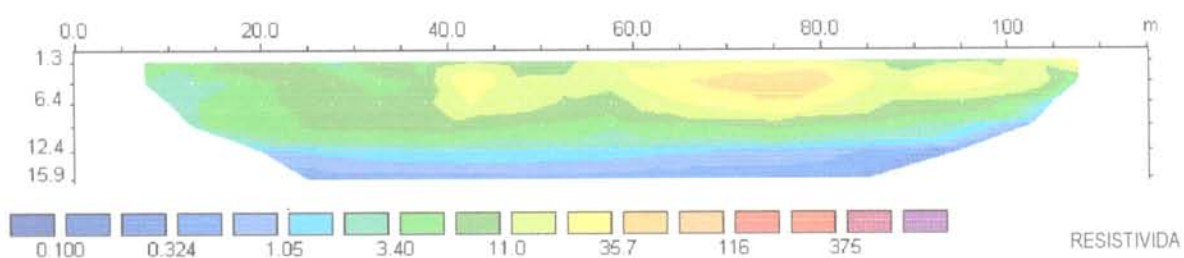
O *perfil 10* demonstra valores baixos de resistividade (menores que $5 \Omega.m$) na porção superior ao início do perfil (entre 1,3 e 7 m de profundidade) e outra no meio deste. Há informações de que já se dispôs chorume nesta parte da área, porém como há camadas argilosas a partir da profundidade de 8 m, é possível que estas tenham impedido a penetração vertical do chorume até o lençol freático. No *perfil 11* também ocorrem resistividades baixas (menores que $5 \Omega.m$) entre as profundidades de 1,3 e 10 m na primeira metade do perfil e também na base deste.

O *perfil 12* também possui resistividades baixas em torno de 1,3 m, que se propagam por profundidades maiores, entre 10 e 16 m, diferente dos dois primeiros perfis mencionados anteriormente. A possível contaminação nas partes mais superficiais pode realmente ter sido provocada por disposição superficial de chorume.

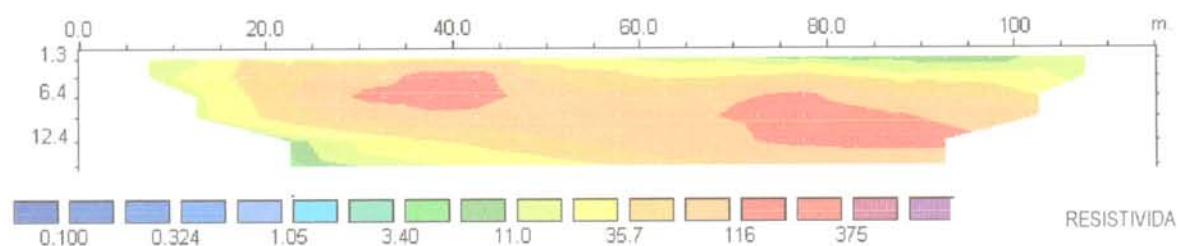
Em geral, o fluxo do chorume parece seguir não apenas uma direção, mas várias, de forma quase radial, como mostra os indícios de contaminação, tanto no lado oeste, como nordeste da área, pelo menos nos níveis investigados. Porém, há possibilidade de grande parte deste poluente ser apenas de origem superficial (lagoas ou disposição aleatória de chorume no terreno). Os perfis 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 14 mostram que as porções noroeste, oeste, sudeste e



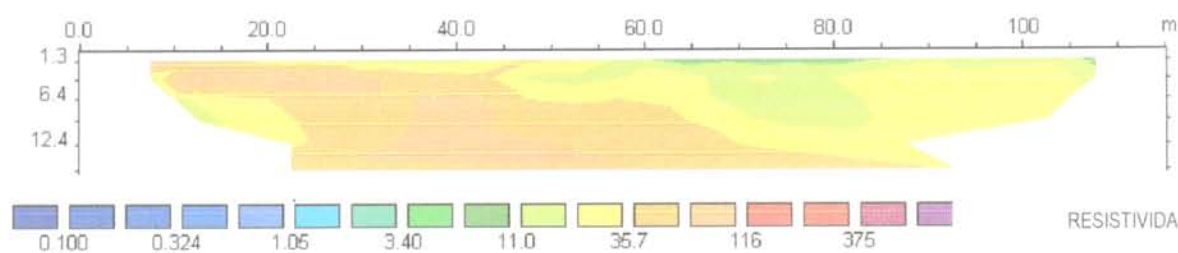
(A) Perfil 6



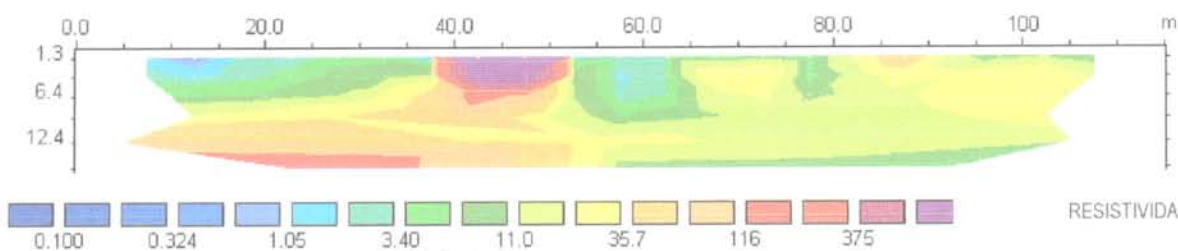
(B) Perfil 7



(C) Perfil 8



(D) Perfil 9



(D) Perfil 10

Figura 4.6- Modelo da inversão dos valores de resistividade aparente nos perfis 6,7,8,9 e 10. (11/11/200).

parte do sul apresentam contaminações, seja em níveis mais rasos (até 5 ou 6 m), seja em níveis mais profundos (de 7 até 16 m). Contudo, nas partes superiores se deve provavelmente a fluxos superficiais de chorume, enquanto as demais possivelmente ocorrem por fluxo subterrâneo deste contaminante.

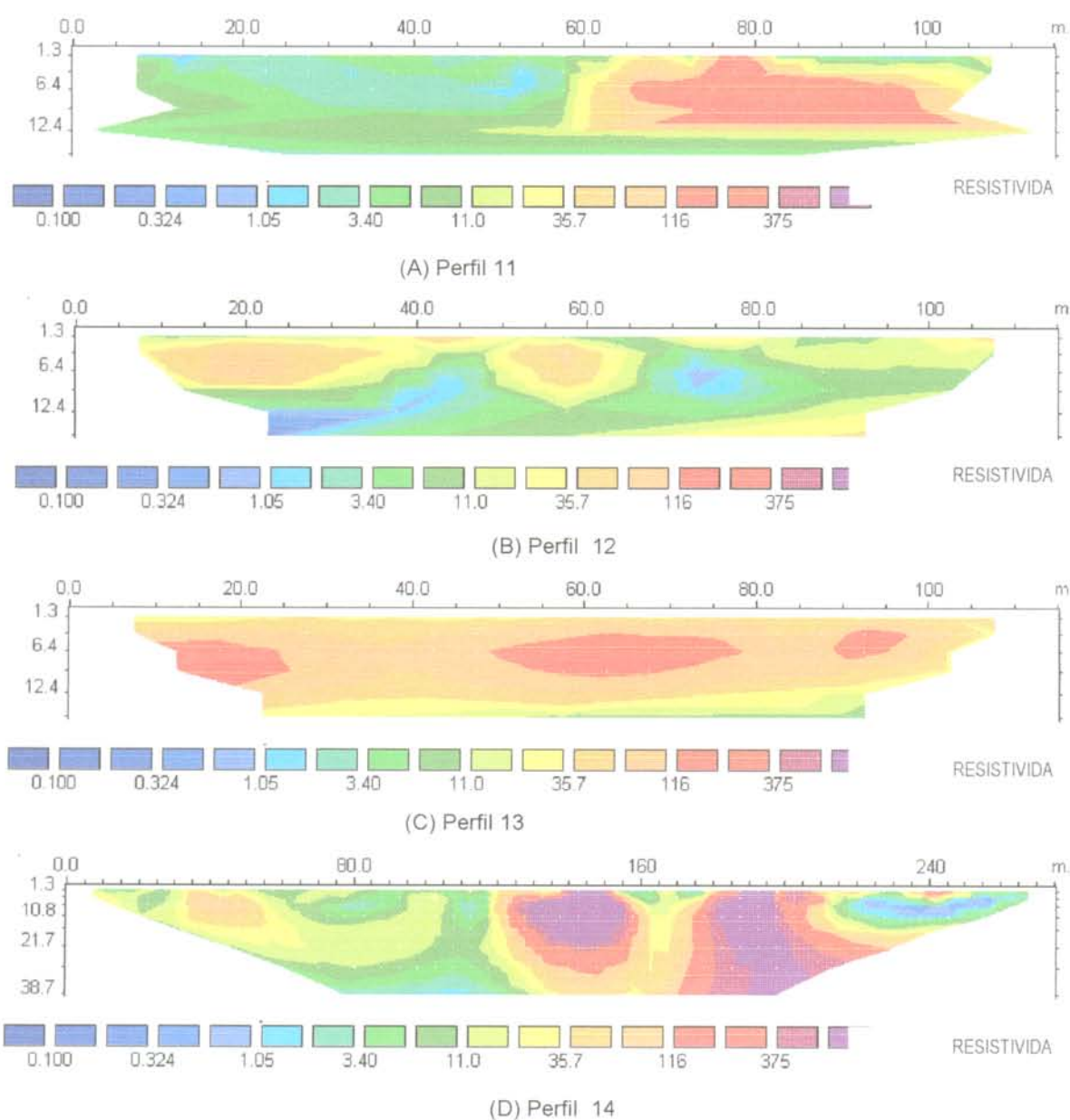


Figura 4.7- Modelo da inversão dos valores de resistividade aparente nos perfis 11,12,13, e 14. (11/11/200)

Algo semelhante ocorre na margem leste da área, em que os perfis 10, 11 e 12 apresentam valores de resistividades que indicam contaminação nas partes superiores (1,3 a 7

m) e mais profundas (10 a 16 m), porém estes perfis são bem menos poluídos que os anteriores.

Já a porção sul, formada pelos perfis 12, 8 e 9, não mostrou evidencia clara de contaminação até a profundidade investigada, a não ser localmente nas bases dos perfis 13 e 8, semelhantemente ao que ocorre no perfil 7.

4.2- CARACTERÍSTICAS HIDROGEOLÓGICAS DA ÁREA

4.2.1- Comportamento do lençol freático

O comportamento do lençol freático da área foi monitorado com medidas periódicas do nível estático (NE) em oito poços localizados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos. O trabalho topográfico realizado na boca dos poços indica que, entre o poço localizado na cota mais elevada (PM-1) e o de cota mais baixa (PM-8), existe uma diferença de 19.14 m (Figura 4.8).

Foram realizadas doze (12) medidas de níveis estáticos (NE), em dez (10) poços de monitoramento entre 10 de setembro de 1998 e 17 de dezembro de 1999 (Tabela 4.5). Mudanças relevantes nos valores do NE foram encontradas nos poços localizados nas cotas topográficas mais elevadas (PM-1 e PM-2). O desvio padrão das medidas de NE é maior nos poços localizados à montante do lixão, indicando forte influência da topografia (Figura 4.10). A variação da profundidade do lençol freático fortemente influenciado pela precipitação pluviométrica indica que a área norte do depósito se comporta como área de recarga das águas subterrâneas, enquanto que a região sul, como área de descarga. As variações do desvio padrão dos poços PM-3 e PM-4 situados próximo do depósito de lixo, não apresentam variações importantes. Embora esses dois poços estejam relativamente próximos um do outro, a curva dos NE, exibem tendências diferentes, especialmente, no final do tempo da chuva e início do tempo de seca, ratificando a área como zona de descarga (Figura 4.11).

A diferença dos NE entre os poços PM-3 e PM-4 é causada provavelmente pelos fluxos provenientes da decomposição dos resíduos sólidos, que atingem especialmente o poço PM-3. Por outro lado, os poços localizados na margem do igarapé Santana de Aurá (PM-5 e PM-8) mostram concordância nas variações dos NE, provavelmente, pela influência da maré, ou, porque esses poços estão interligados com o mesmo aquífero.

A observação das curvas de comportamento dos níveis estáticos das Figuras 4.9 e 4.10, mostra uma relação de linearidade na variação dos NE dos poços PO-2, PM-7 e PM-6, durante os 15 meses de observação, indicando a sua interligação com o mesmo aquífero. Essa relação de linearidade é corroborada pelos elevados coeficientes de correlação ($>0,983$) apresentados

entre os poços PO-2, PM-7 (Tabela 4.6). Variações menores dos níveis estáticos foram observadas nos poços distribuídos na área mais baixa (PM-3, PM-4, PM-5, PM-6, PM-7 e PM-8.), refletidos em menores variações do desvio padrão (Figura 4.8).

Tabela 4.5 - Topografia (m) e variações dos níveis estáticos (m) e desvio padrão (m) dos poços de monitoramento.

Data	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PO-1	PO-2
10/09/1998	24,85	8,96	7,09	6,55	5,61	6,00	6,04	-	8,79	6,21
18/11/1998	18,36	8,16	6,94	6,46	5,54	5,97	5,91	-	5,92	6,04
30/11/1998	16,38	8,34	6,57	6,41	5,56	6,11	6,05	-	6,02	6,22
11/01/1990	19,41	10,24	7,22	6,86	5,76	6,37	6,35	5,14	6,79	6,54
09/03/1999	20,82	10,90	7,30	7,04	5,75	6,29	6,27	5,15	6,93	6,48
26/05/1999	21,54	11,19	7,48	6,97	5,81	6,35	6,29	5,29	6,98	6,52
25/06/1999	20,10	10,66	7,06	6,92	5,52	6,20	6,18	5,13	6,49	6,38
19/08/1999	17,75	12,39	7,42	6,81	5,53	6,04	6,00	4,72	6,28	6,17
07/09/1999	16,95	8,53	7,37	6,46	5,52	6,04	6,00	4,74	6,00	6,16
22/10/1999	16,48	8,30	7,38	6,47	5,54	6,07	6,01	4,80	5,93	6,17
22/11/1999	16,13	7,86	7,40	6,29	5,49	5,90	5,85	4,64	5,83	5,94
17/12/1999	16,10	7,70	6,39	5,52	5,41	5,86	5,82	4,47	5,77	5,91
Média	18,74	9,44	7,13	6,56	5,59	6,10	6,07	4,90	6,48	6,23
Desv-padrão	2,71	1,56	0,35	0,41	0,12	0,17	0,17	0,28	0,85	0,22
Desv-padrão (%)	14,46	16,53	4,91	6,25	2,15	2,79	2,80	5,71	13,12	3,53
Altura (m)	22,47	10,07	5,70	5,79	3,48	5,10	4,03	3,33	6,25	4,65

Tabela 4.6- Matriz de correlação entre as medidas de níveis estáticos NE nos poços de observação e monitoramento da área do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PO-1	PO-2	PLUV
PM-1	1										
PM-2	0,437	1									
PM-3	0,232	0,491	1								
PM-4	0,548	0,783	0,662	1							
PM-5	0,607	0,558	0,446	0,741	1						
PM-6	0,441	0,656	0,377	0,806	0,883	1					
PM-7	0,555	0,668	0,369	0,816	0,889	0,986	1				
PM-8	0,947	0,629	0,416	0,855	0,871	0,966	0,960	1			
PO-1	0,944	0,319	0,181	0,409	0,515	0,311	0,445	0,935	1		
PO-2	0,573	0,693	0,383	0,839	0,882	0,983	0,996	0,966	0,460	1	
PLUV	0,149	0,238	-0,130	0,033	0,503	0,479	0,452	0,382	0,047	0,433	1

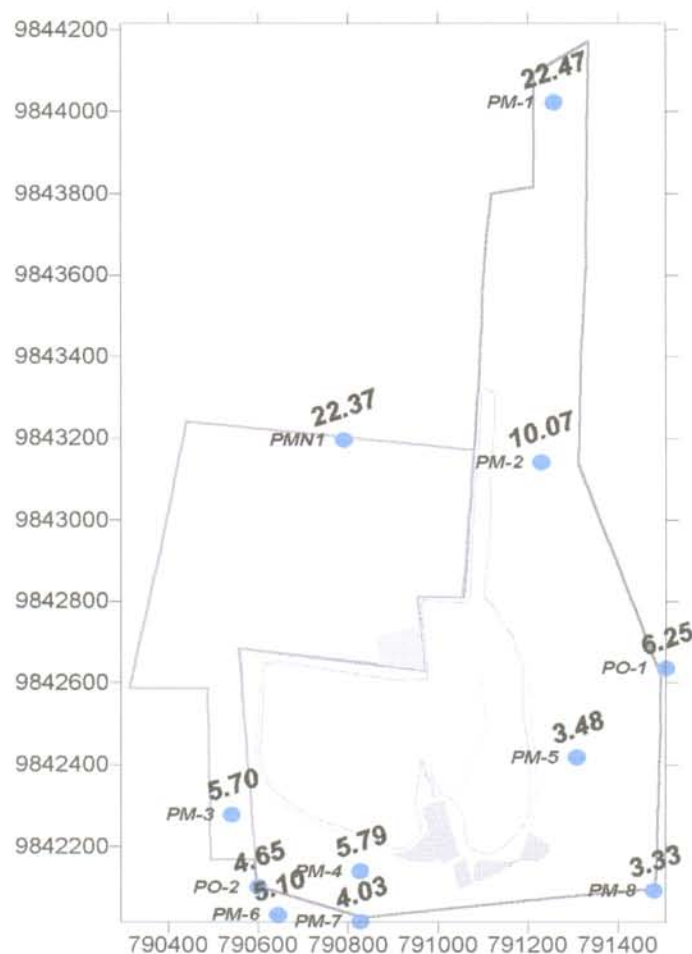


Figura 4.8- Cotas topográficas (m) e localização dos diferentes poços de monitoramento (PM-x) e observação (PO-x) da área (NE)

Os elevados valores do coeficiente de correlação positiva observada entre os poços PM-8 e PO-1 (0,947), entre o PM-8 e PM-6 (0,966), entre o PM-6 e PM-7 (0,986), entre o PM-8 e PM-7 (0,960), entre o PO-2 e PM-7 (0,996) entre outros, evidenciam que estes poços altamente correlacionados foram instalados no mesmo aquífero (Tabela 4.6 e Figuras 4.9 e 4.10).

A variação sazonal da pluviosidade é refletida também na variação dos níveis estáticos de todos os poços de monitoramento. Pode-se observar que o NE dos poços localizados nas cotas topográficas mais elevadas acompanharam a variação da curva de pluviosidade. A Figuras 4.11 mostra a relação da topografia com o lençol freático evidenciando a proximidade deste último à superfície, refletindo a sua vulnerabilidade ambiental. No período de chuvas os poços PM-7 e PM-5 se tornam jorrantes.

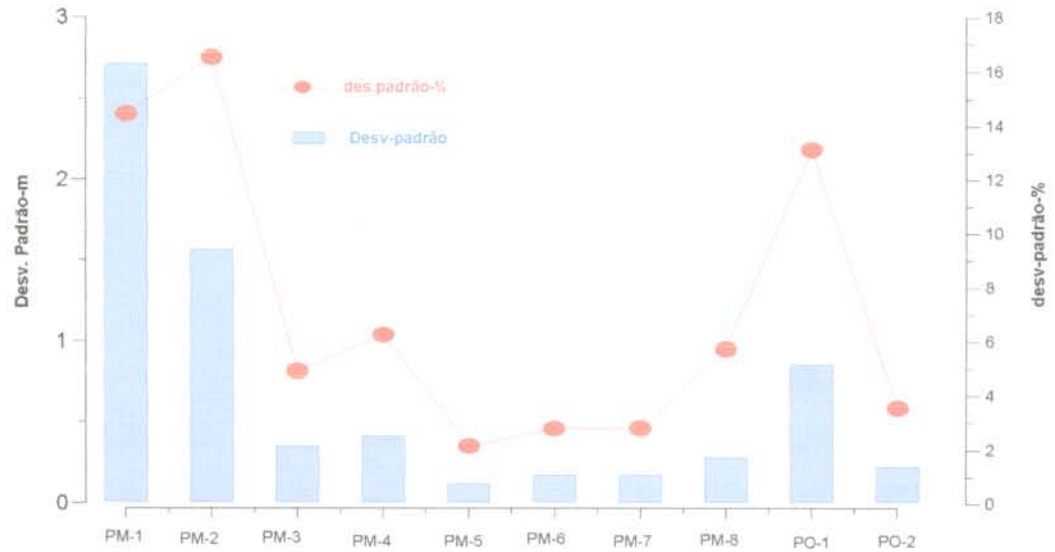


Figura 4.9- Desvio padrão e desvio padrão percentual dos NE dos poços de monitoramento e observação (10/09/1998 a 17/12/1999).

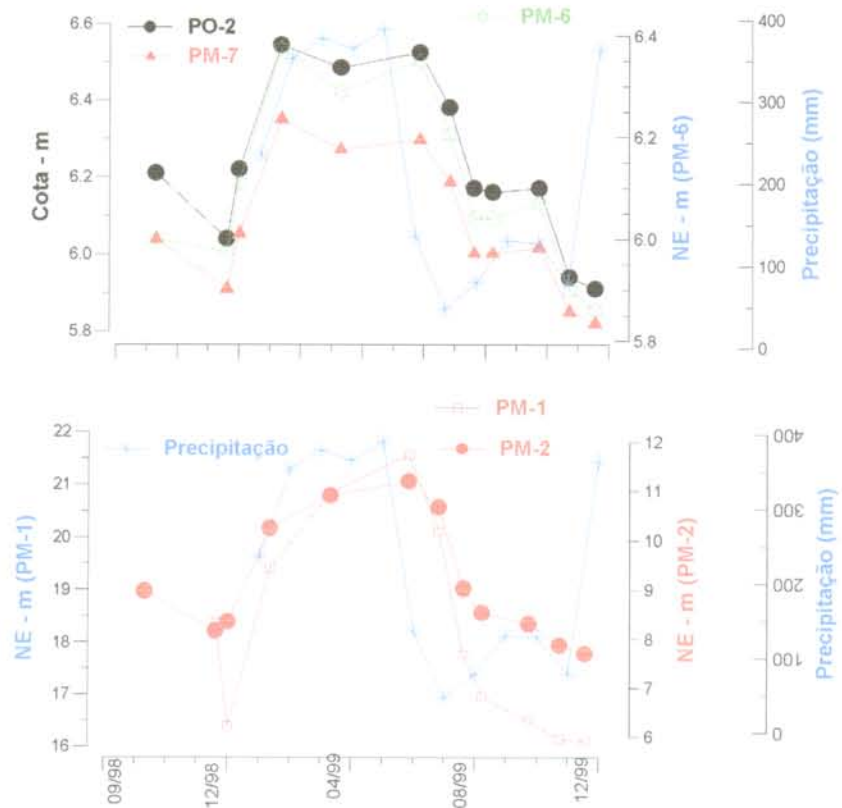


Figura 4.10 - Variação dos NE dos poços PO-2, PM-6, PM-7, PM-2 e PM-1, no período de setembro/98 a dezembro/99.

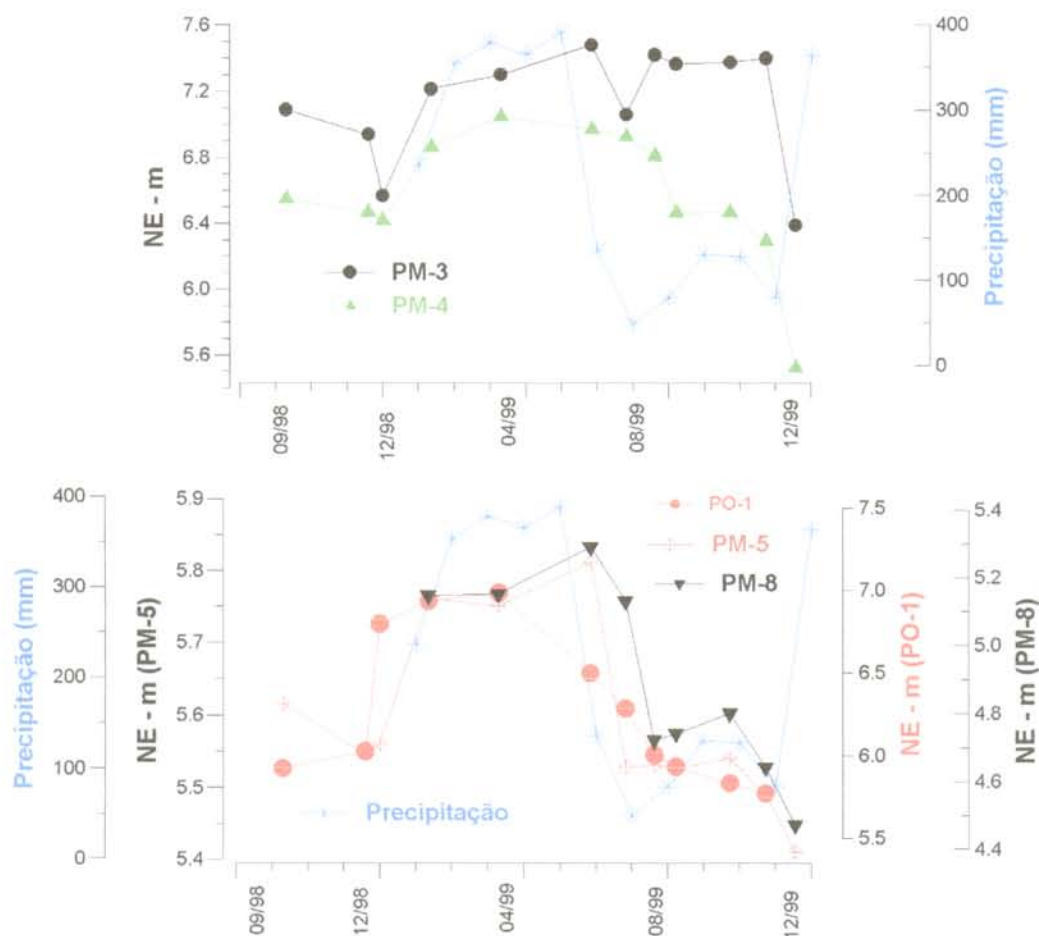
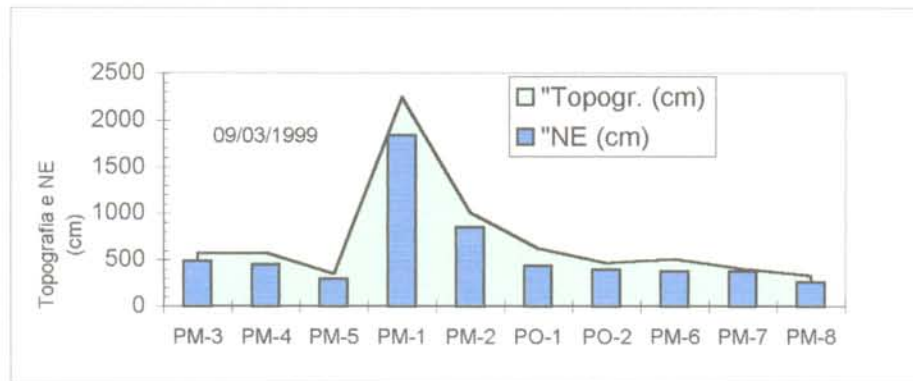


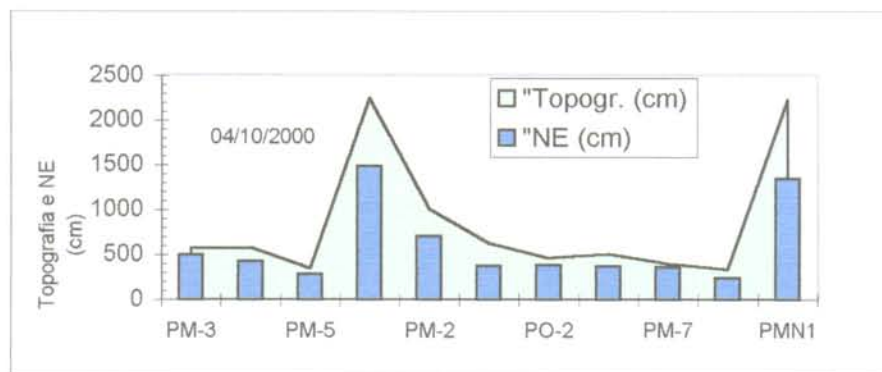
Figura 4.11 - Variação dos NE dos poços PM-3, PM-4, PM-5, PO-1 e PM-8, no período de setembro/98 a dezembro/99.

Com a informação da topografia e da profundidade do lençol freático em duas datas correspondentes ao tempo de seca e de chuva, foi elaborado o modelo que simula o comportamento do lençol na área (Figura 4.12 e 4.13).

Análises estatísticas de componentes principais, realizadas com as doze medidas de níveis estáticos, mostraram que a primeira componente, que explica 75% da agregação das variáveis, está determinada principal e ponderadamente pela pluviosidade, que com peso de -0,14, indica que a precipitação pluviométrica é a responsável pelas diferentes variações observadas na profundidade do lençol freático. Esse fato não tinha sido evidenciado na matriz de correlação, onde a precipitação não mostrou coeficientes de correlação significativos (Tabela 4.6 e Tabela 4.7) (Cabral, 1997).



(A)



(B)

Figura 4.12 - Relação entre os NE e a topografia dos poços de observação, nas datas (A) 09/03/99 e (B) 04/10/2000.

Tabela 4.7- Componentes principais no estudo da variação dos níveis estáticos medidos nos poços de monitoramento e observação do depósito de R.S. do lixão do Aurá

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11
Variação	8,25	1,642	0,569	0,348	0,133	0,023	0,019	0,004	0,00	0,00	-0,00
V. acumul.	0,75	0,90	0,95	0,98	0,99	0,998	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Componentes principais

$Y1 = -0,33PM1 - 0,26PM2 - 0,16PM3 - 0,31PM4 - 0,32PM5 - 0,34PM6 - 0,34PM7 - 0,33PM8 - 0,34PM9 - 0,34PM10 - 0,14PLU$

$Y2 = -0,13PM1 + 0,18PM2 + 0,60PM3 + 0,33PM4 - 0,08PM5 - 0,04PM6 - 0,05PM7 - 0,02PM8 - 0,10PM9 - 0,03PM10 - 0,66PLU$

PC1 = primeiro componente principal

4.2.2- Instalação de poços

Na construção dos poços de monitoramento foram seguidas as orientações da norma NBR 13895/ 1997 da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). Os perfis litológicos e técnicos dos quatro (4) poços de monitoramento instalados são apresentados nas Figuras 4.14 e 4.15.

Os poços PM-3 e PM-4 estão situados aproximadamente a 70 m ao sul do depósito de lixo e foram construídos a profundidades de 6 e 8 metros, respectivamente.

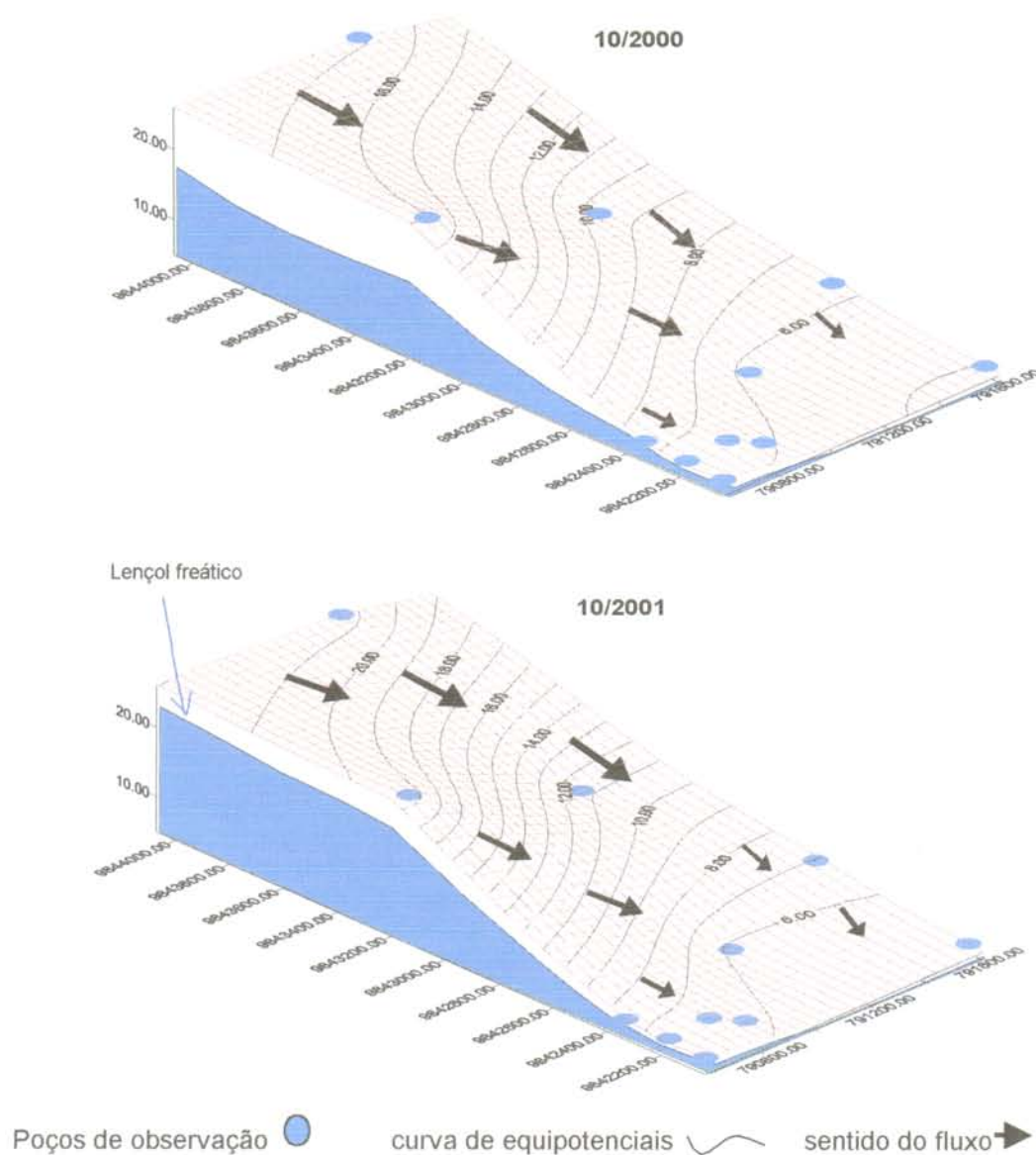


Figura 4.13- Modelo tridimensional do lençol freático e a topografia nas datas de 10/2000 e 10/2001

As características litológicas encontradas na construção do poço PM-3, encontram-se associadas com a pequena profundidade do nível d'água que, em média, não ultrapassou 1 m de profundidade durante os 15 meses de observação. O perfil litológico mostra, em todo seu transcurso, areia fina e grossa e areia siltosa de colorações mudando de acinzentada para amarelada (Figura 4.14).

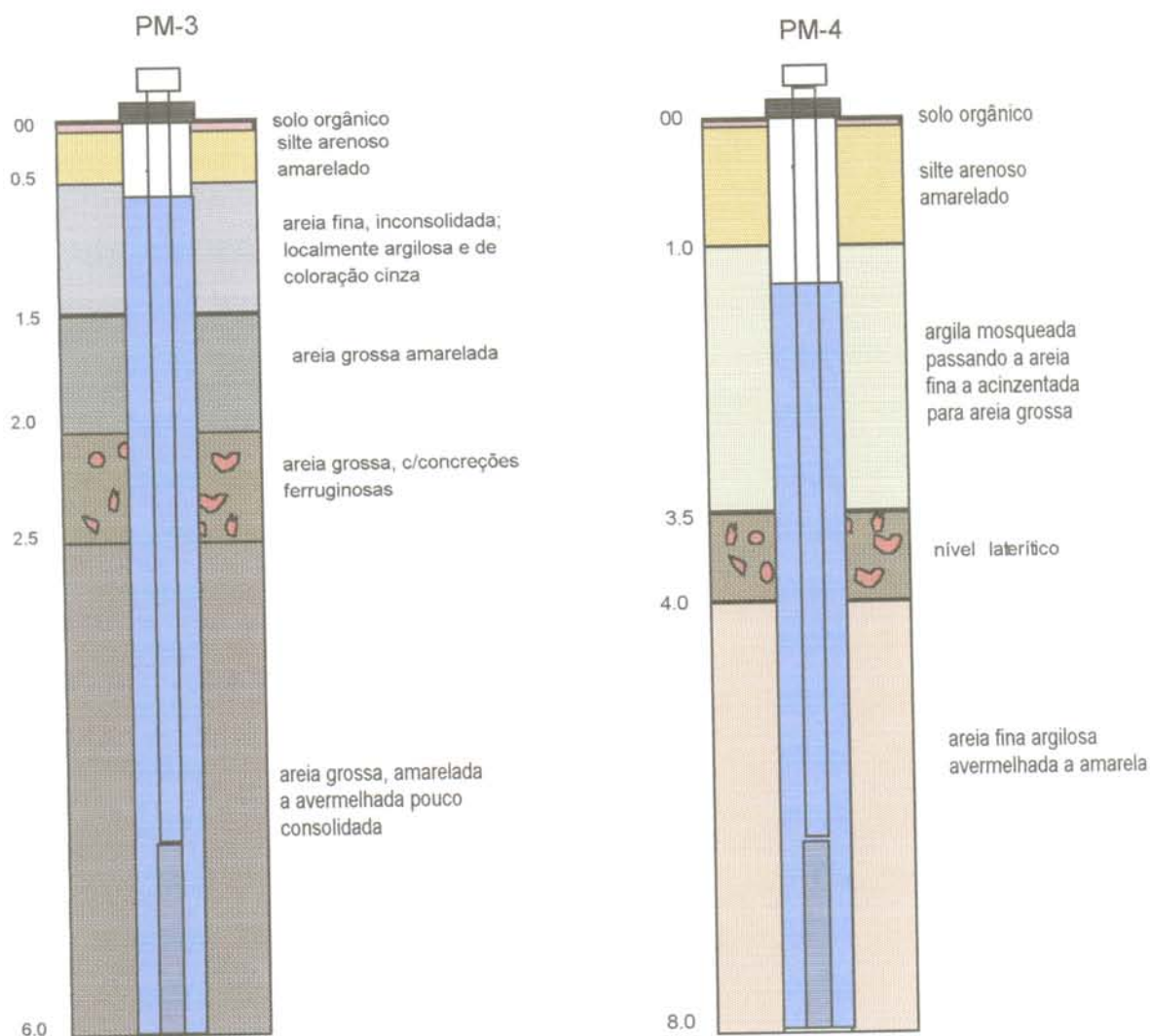


Figura 4.14- Perfil litológico dos poços de monitoramento PM-2 e PM-3 (profundidade em m)

O perfil litológico do poço PM-4 mostra uma camada fina de solo orgânico, seguido de uma camada aproximada de 3 metros de espessura de argila e silte que atua como camada selante para eventuais cargas de poluentes até chegar a areia fina siltosa. Uma camada laterítica encontra-se aproximadamente a 3.5 metros de profundidade, localizada precisamente na zona de influência do lençol freático, seguida de uma camada de areia fina argilosa e siltosa amarelada. O lençol freático encontra-se aproximadamente 1,50 metros de profundidade.

O perfil litológico do poço PM-6 apresenta semelhança com o perfil do poço PM-4, especialmente pela presença de uma camada de argila acinzentada com uma espessura aproximada de 2,5 m, seguida de uma camada de laterita de 50 a 80 cm de espessura. Logo abaixo o perfil está constituído por camadas de areia fina, grossa e variegada mudando de coloração avermelhada para amarelada. O perfil litológico do poço PM-5, mostra características

completamente diferentes dos poços PM-3, PM-4 e PM-6. Todo o perfil do poço PM-5 é formado por argilas de coloração acinzentada, esbranquiçada e variegada. Algumas camadas bastante finas de areia grossa foram encontradas em profundidades entre 8 e 9 m e 18 e 19 m (Figura 4.15).

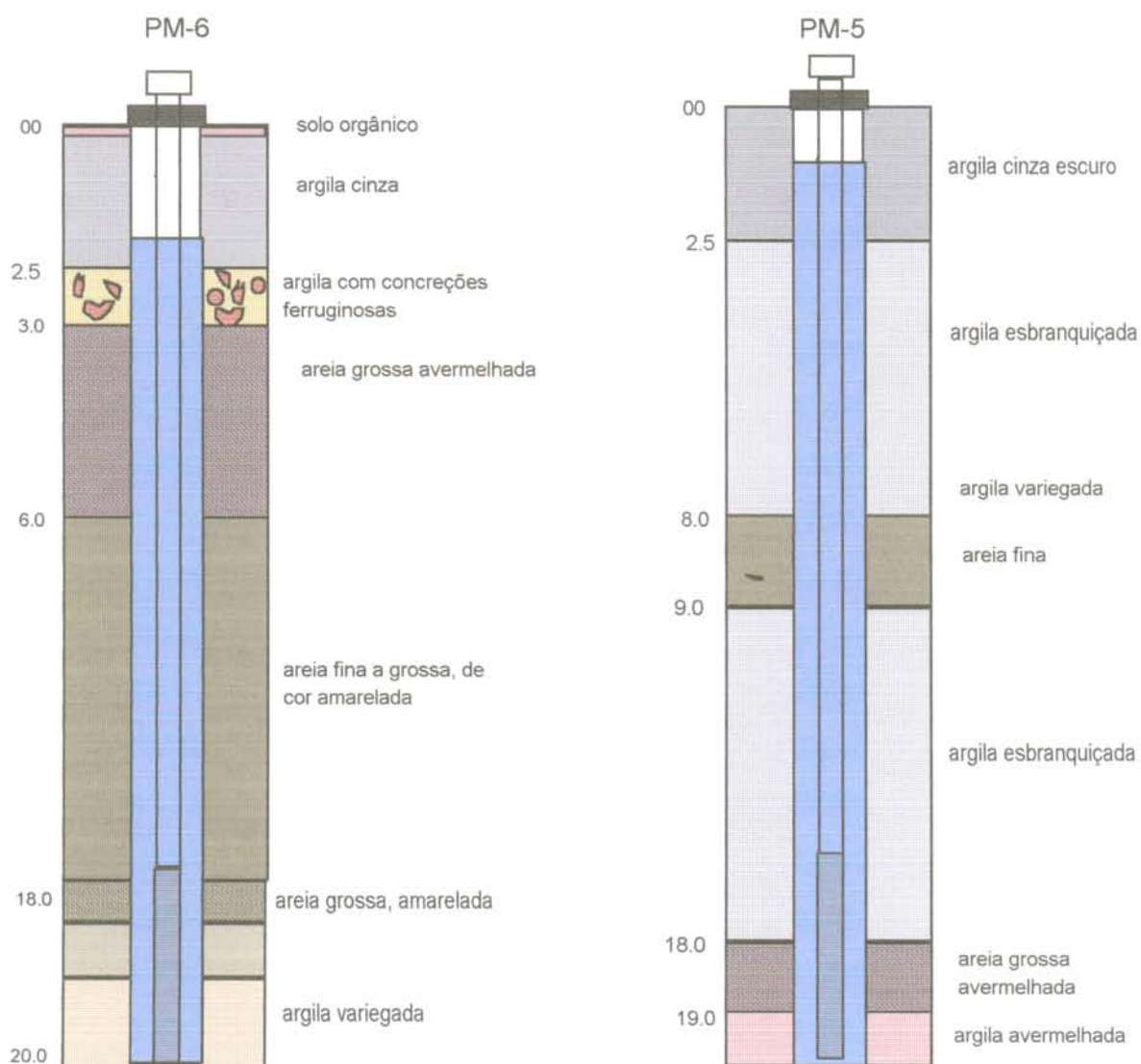


Figura 4.15- Perfis litológicos dos poços de monitoramento PM-6 e PM-5.

4.2.3- Determinação da condutividade hidráulica

4.2.3.1- Com utilização da curva granulométrica

As amostras de calha coletadas no momento da construção dos 4 poços de monitoramento, foram lavadas e peneiradas seguindo a metodologia usada no laboratório de sedimentologia do Centro de Geociências da UFPa (Figura 3.2). As frações grossas (areia) e

finas (silte e argila) foram separadas e peneiradas e os resultados plotados em curvas granulométricas (Figura 4.16).

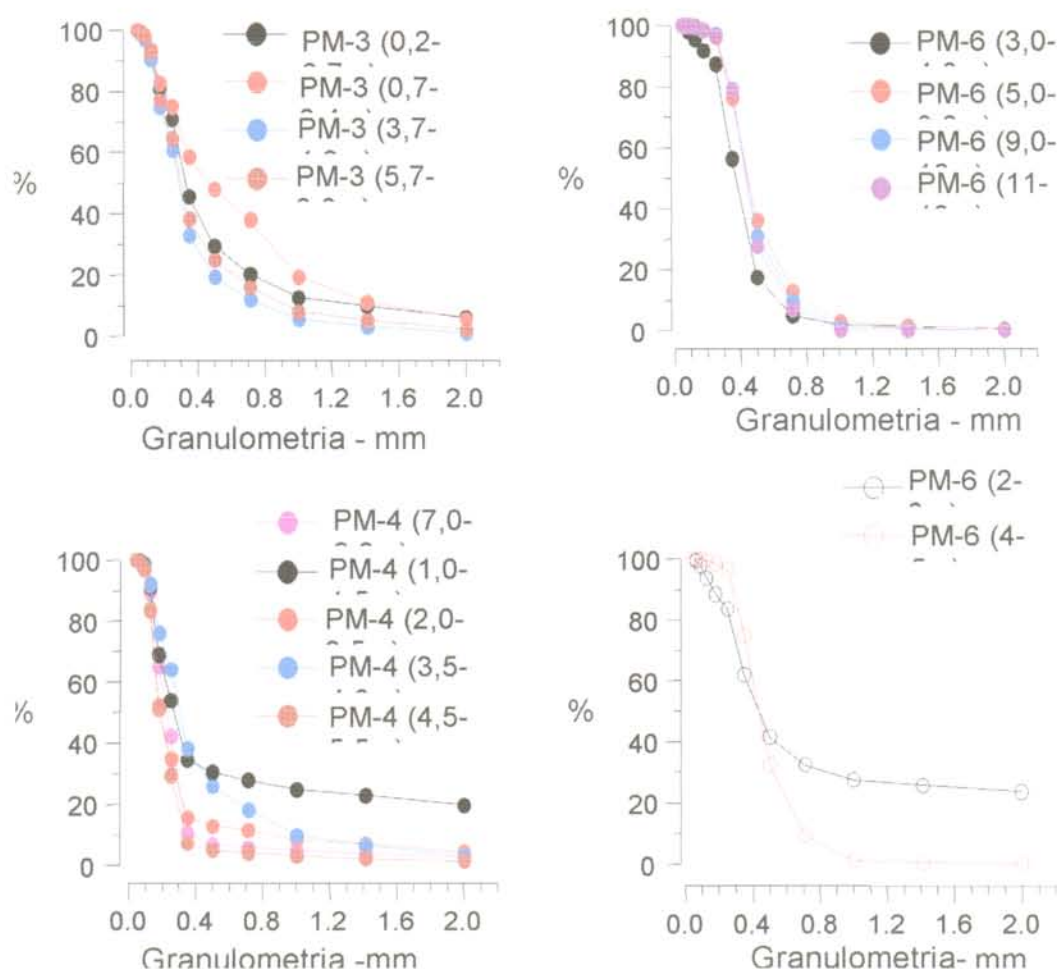


Figura 4.16- Curvas de granulometria dos sedimentos dos poços PM-3, PM-6 e PM-4 (08/1998)

Os valores do coeficiente de uniformidade das amostras coletadas a diferentes profundidades, durante a instalação dos poços, apresentam valores inferiores a 3, o que permite aplicar o método de Hazen (1911) para calcular a condutividade hidráulica (K), segundo a relação de d_{40}/d_{90} , do material retido (Fetter, 1994). Os valores de K relacionados na Tabela 4.8, correspondem a valores do material siltico-arenoso ou areia fina (Heath, 1989). Segundo a ABGE (1996) os valores obtidos de K estão na faixa de areias finas siltosas e argilosas, que correspondem ao material observado na área.

Tabela 4.8- Coeficiente de uniformidade e tamanho efetivo dos grãos e condutividade hidráulica as amostras de perfil coletadas na perfuração dos poços de monitoramento

	D ₄₀ , % retido	D ₉₀ , % retido	C. U. D ₄₀ /D ₉₀	D ₁₀	K (m/s)
P1W (20 –70 cm)	0,40	0,14	2,85	0,14	1,96x10 ⁻⁴
P1W (70 –240 cm)	0,67	0,14	4,78	0,14	1,96x10 ⁻⁴
P1W (370-420 cm)	0,33	0,12	2,75	0,12	1,44x10 ⁻⁴
P1W (570-600 cm)	0,34	0,14	2,45	0,14	1,96x10 ⁻⁴
P1N (300-400 cm)	0,42	0,21	2,00	0,21	4,4x10 ⁻⁴
P1N(500-600 cm)	0,48	0,27	1,77	1,77	3,1x10 ⁻²
P1N(900-110 cm)	0,46	0,29	1,58	1,58	2,4x10 ⁻²
P1N(110-130cm)	0,47	0,29	1,62	1,62	2,6x10 ⁻²
P2W(350-400 cm)	0,34	0,13	2,61	0,13	1,6x10 ⁻⁴
P2W(450-550 cm)	0,22	0,12	1,83	0,12	1,44x10 ⁻⁴

4.2.3.2- Determinação de K por ensaio de bombeamento

Três ensaios de bombeamento foram realizados em três poços.. O primeiro ensaio foi realizado na data de 11/12/200, no poço de monitoramento PM-1 localizado à montante da área de depósito de resíduos sólidos, o segundo e terceiro ensaio de bombeamento, foram realizados em dois poços de monitoramento instalados no mês de agosto do ano 2001. O rebaixamento do poço foi medido permanentemente com medidor eletrosonoro, tomando como referência a boca do poço. Os ensaios de bombeamento foram realizados a uma vazão constante, a qual foi controlada paralelamente em intervalos de tempo de 10 minutos.

Os dados coletados em campo foram tratados no programa computacional *Aquifer Test* da *Waterloo Hydrogeologic*, usando o Método de Jacob (1966), com a finalidade de estimar os valores da condutividade hidráulica. Os resultados do ensaio de bombeamento, e os valores da condutividade hidráulica encontram-se relacionados nas Figuras 4.17 e 4.18. Observa-se, através do diagrama (Fig.4.17) conexão hidráulica com a camada aquífera mais profunda.

Os valores da condutividade hidráulica de $9,01 \times 10^{-3}$ cm/s para o PM-1, $4,55 \times 10^{-3}$ cm/s para o PMN-2 e de $1,1 \times 10^{-3}$ cm/s para o PMN-3, refletem um ambiente representado pela predominância de material argilo-arenoso a argilo-siltoso com areia fina, compatíveis com o tipo de material geológico encontrado na área. O poço PMN-1 apresenta conexão hidráulica nas camadas mais profundas (CPRM, 1997).

4.2.4- Determinação da porosidade

A porosidade foi estimada usando amostras deformadas e não deformadas⁶. As amostras de estrutura não deformadas foram coletadas na área próxima às lagoas de

⁶ **Amostra deformada:** amostra coletada e desagregada, não conservando a estrutura original. **Amostra indeformada:** amostra que conserva a estrutura tal como esta no meio natural.

estabilização de chorume e apresentaram uma porosidade total aproximada de 28%, que correspondem aos valores característicos de areia siltosa ou areia argilosa (Heath, 1989). A estimativa da porosidade em amostras deformadas coletadas nos sedimentos, no momento de construção dos poços, apresentou porosidade total entre 26 e 28%, valor compatível com os resultados nas amostras não deformadas.

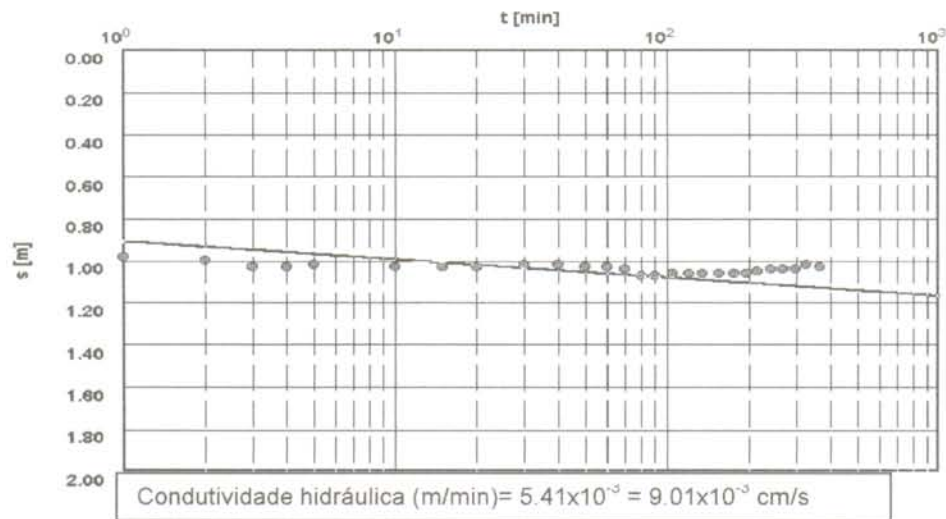


Figura 4.17- Evolução do rebaixamento do poço PMN-1 em função do tempo de bombeamento ($Q=5\text{m}^3/\text{h}$) (escala semilogarítmica). 09/2001.

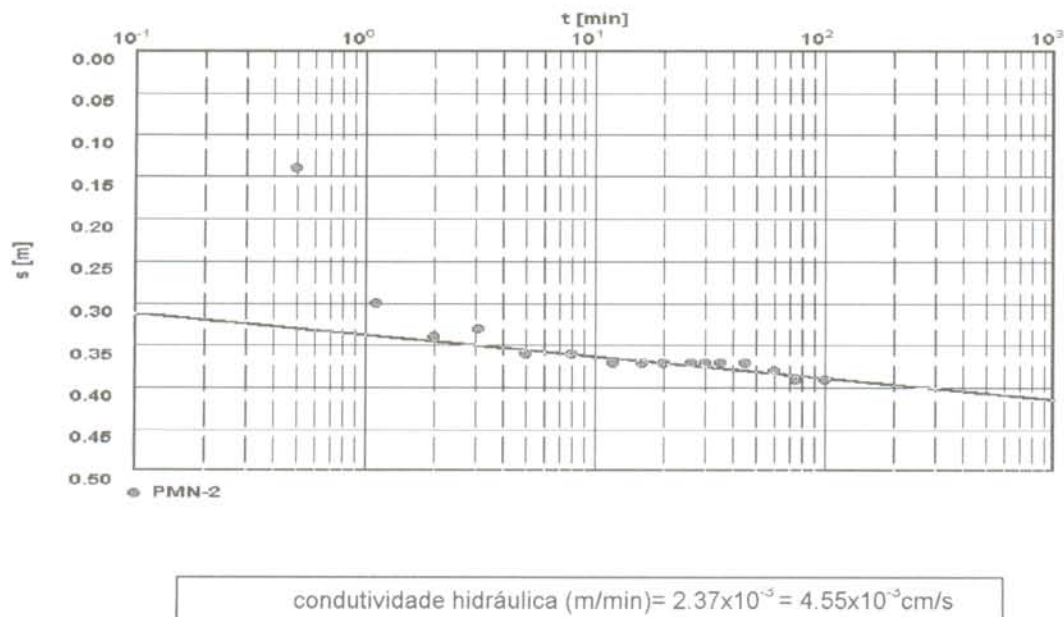


Figura 4.18- Evolução do rebaixamento do poço PMN-2 em função do tempo de bombeamento ($Q=5\text{m}^3/\text{h}$) (escala semilogarítmica). 09/2001.

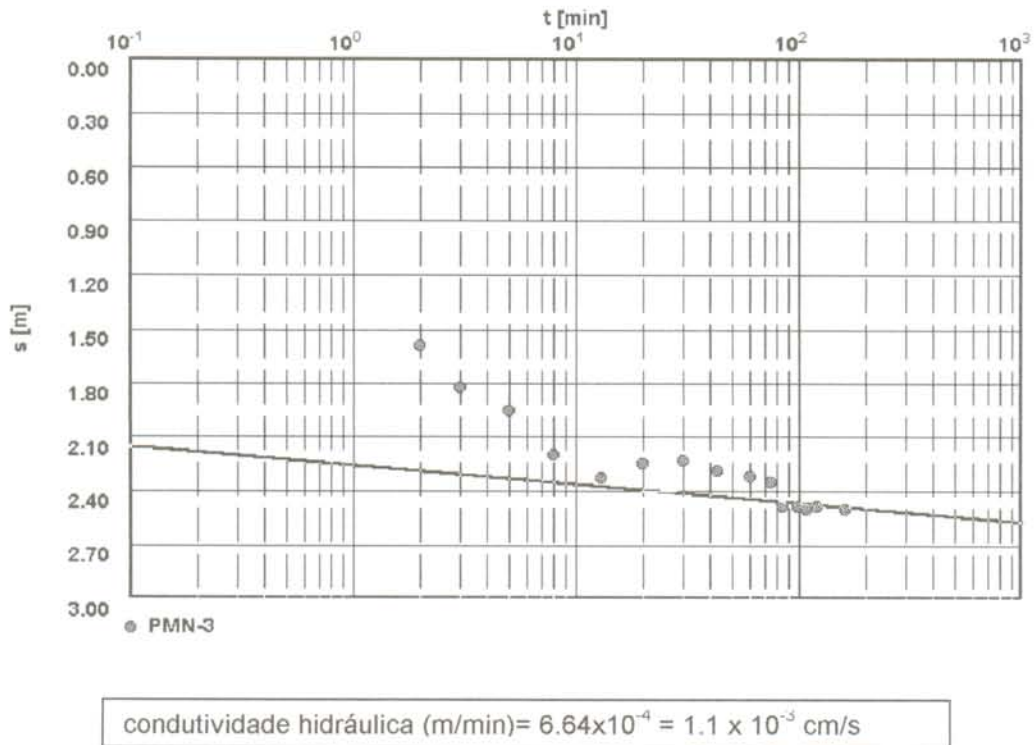


Figura 4.19- Evolução do rebaixamento do poço PMN-3 em função do tempo de bombeamento ($Q=5\text{m}^3/\text{h}$) (escala semilogarítmica). 09/2001.

4.2.5- Gradiente hidráulico e velocidade dos fluxos subterrâneos

O gradiente hidráulico calculado na área mudou de 0,0081 m/m na época de chuvas para 0,0058 m/m na época de seca. Essa variação é causada pela flutuação do lençol freático, que nas cotas topográficas mais altas experimenta maiores mudanças. Na época de chuvas, nas cotas topográficas mais elevadas, o lençol freático apresenta maiores elevações ao se comparar com o lençol das cotas topográficas mais baixas, que por atuar como zona de descarga, mostra menores mudanças, originando maiores gradientes hidráulicos na área

- Na época de chuvas:

$$\Delta h = 16.25 \text{ m (diferença de carga)}$$

$$\Delta h = 2000 \text{ m (distância)}$$

$$I = \frac{\Delta h}{\Delta l} = \frac{16,25}{2000} = 0,0081$$

- Na época de seca:

$\Delta h = 11,63$ m (diferença de carga)

$\Delta L = 2000$ m (Distância)

$$\frac{\Delta h}{\Delta l} = \frac{11,63}{2000} = 0,0058 \quad \text{na época de seca}$$

Com os valores de porosidade, condutividade hidráulica e gradiente hidráulico, pode-se realizar a estimativa da velocidade do fluxo (v) da água na área. Também pode-se estimar a distância aproximada percorrida pelos poluentes de maior mobilidade geoquímica, derivados do depósito de lixo. Os valores obtidos da condutividade hidráulica nos ensaios de bombeamento nos três poços de monitoramento, mostraram valores de $0,455 \times 10^{-4}$ m/s, $0,11 \times 10^{-5}$ m/s e $0,9 \times 10^{-4}$ m/s. Para efeito da estimativa da velocidade dos fluxos, se utilizará o valor da condutividade hidráulica média $0,675 \times 10^{-4}$ m/s, porosidade de 28% e gradientes hidráulicos de 0,0081 e 0,0058 nas épocas de chuva e seca respectivamente.

$$V = K \cdot \frac{\Delta h}{\Delta l * n}$$

$$K = 0,675 \times 10^{-4} \text{ m/s}$$

$$n = 0,28$$

$$\frac{\Delta h}{\Delta l} = \frac{16,25}{2000} = 0,0081 \quad \text{na época de chuva}$$

$$\frac{\Delta h}{\Delta l} = \frac{11,63}{2000} = 0,0058 \quad \text{na época de seca}$$

Para efeito do cálculo o gradiente hidráulico será o valor médio da época de chuva e seca 0,00695 (0,695%)

$$V = (0,675 \times 10^{-4} \text{ m/s}) \times (0,00695)$$

$$V = 3,475 \times 10^{-6} \text{ m/s} = 0,0405 \text{ m/dia} = 14,79 \text{ m/ano}$$

Considerando o tempo de operação efetivo em 10 anos, os poluentes de maior mobilidade geoquímica poderiam ter percorrido uma distância aproximada de 147,9 m, na

direção dos fluxos principais da água subterrânea. Isso explicaria os elevados valores de condutividade hidráulica medida no poço de monitoramento PM-7 aproximadamente a 90 m da jusante do aterro sanitário. Não obstante o anterior deve-se esclarecer que a velocidade estimada corresponde à velocidade dos fluxos laminares da água e dos poluentes de maior mobilidade geoquímica.

4.2.6- Distribuição geométrica dos aquíferos

Os resultados mostram que o tipo de aquífero existente na área muda, de aquífero livre ou freático, para um aquífero localmente confinado, protegido com uma camada de material argiloso ou siltico-argiloso de espessuras que variam de 2 e 4 metros, e que funciona como camada de proteção.

As Figuras 4.20 e 4.21 mostram a distribuição geométrica dos aquíferos existentes na área. Pode-se observar que o aquífero livre é formado por uma camada arenosa (caA) e uma espessura que varia de 3 a 6 metros; essa camada arenosa encontra-se exposta e aflora justamente abaixo de onde estão depositados os resíduos sólidos, sendo por conseguinte, atingida pela infiltração do chorume. Este aquífero mostra-se mergulhando na direção oeste, indo para o igarapé Santo Antônio.

Em outra área o aquífero livre detectado é formado por uma camada arenosa chamada de camada arenosa B (caB) e esta camada encontra-se sobreposto à camada do aquífero A, com intercalação da camada siltico argilosa. Não obstante, esta caB aflora na área onde atualmente estão depositados os resíduos sólidos. Este aquífero tem sofrido a influência da infiltração do chorume desde o momento em que a área foi transformada em depósito de lixo, sendo, portanto, poluído pelo deslocamento do chorume. A primeira camada (aquífero caA), e a segunda camada (aquífero caB) mergulham na direção do igarapé Santo Antônio.

Outra camada, localmente confinada existente, é formada por uma camada arenosa chamada de camada arenosa C (caC), localizado ao sul da área onde estão depositados os resíduos sólidos. Esta camada do aquífero encontra-se protegida na sua parte superior por uma camada siltico argilosa com espessura de 2 a 4m, e, na sua parte inferior, por uma camada argilosa de aproximadamente 2 a 3 m de espessura. Essas camadas de proteção conservam ainda as características ambientais do aquífero, sendo menos atingido que as duas primeiras. Uma camada localmente confinada foi identificada numa profundidade que ultrapassa os 15 m, localizado logo abaixo da camada CaC, e, separado desta por uma lente de argila de aproximadamente 2 m de espessura.

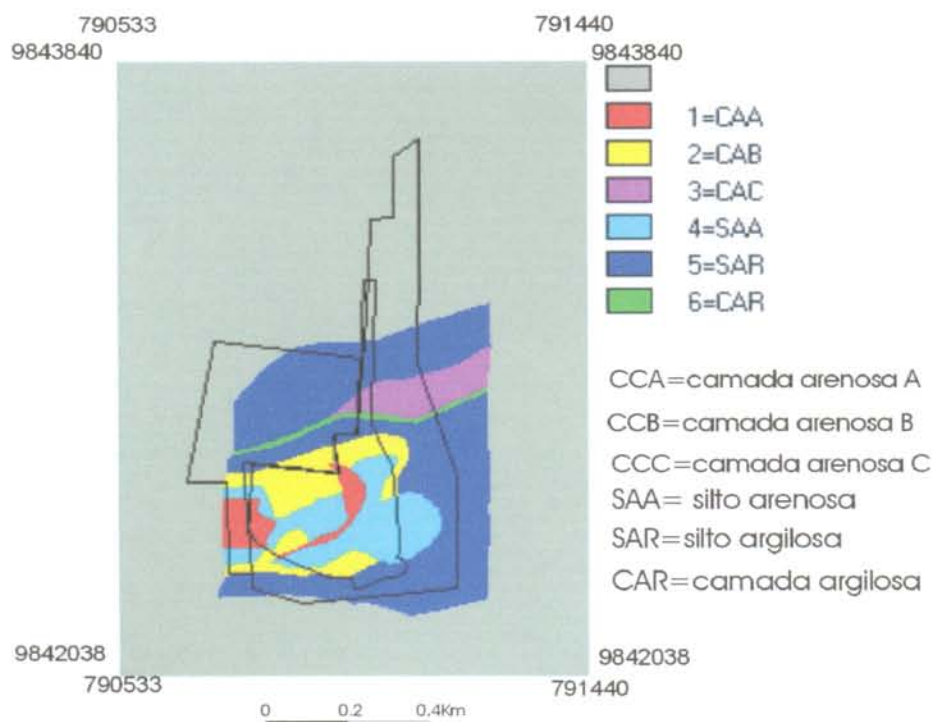


Figura 4.20- Geologia da área de depósito de resíduos sólidos do Aurá

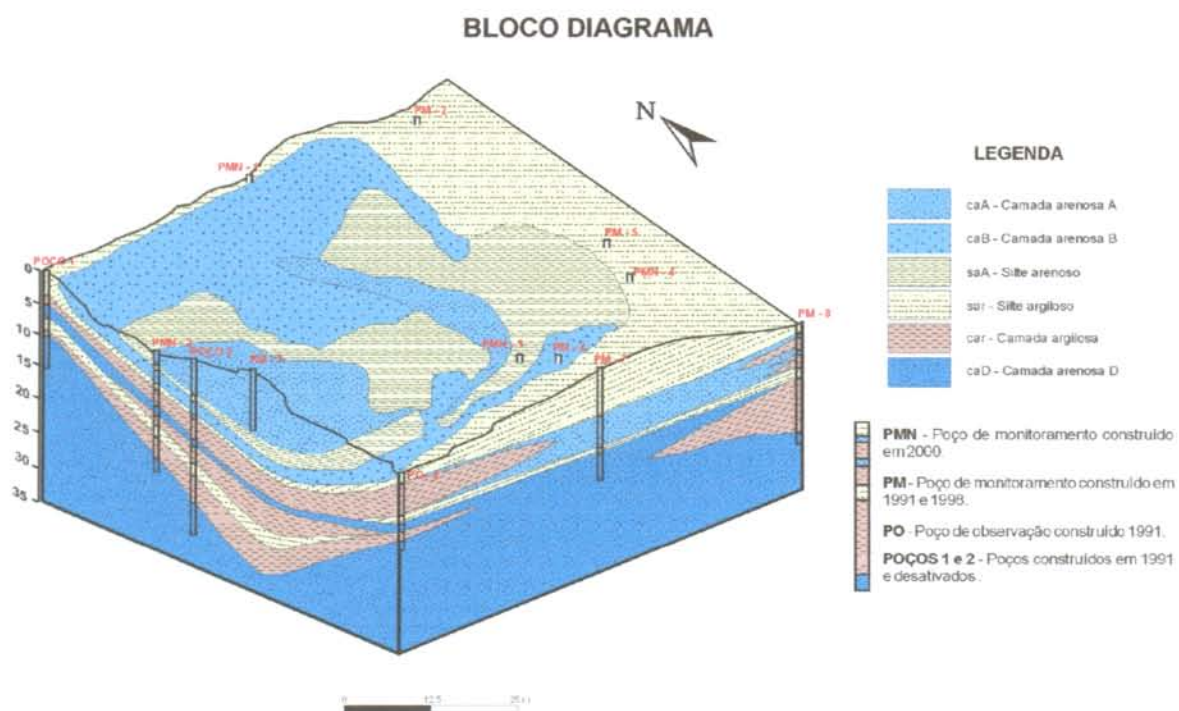


Figura 4.21- Visão espacial da geologia na área de depósito de resíduos sólidos do Aurá

Os estudos geofísicos e as análises químicas, realizadas em amostras de água coletada em poços instalados nessas profundidades mostraram que esse aquífero está sendo atingido pelo deslocamento subterrâneo do chorume até a distância de 100 metros ao sul da área de depósito de resíduos sólidos. Esse fato mostra que há conexão desta camada com as camadas caA ou caB, que são justamente os que afloram na área coberta por resíduos sólidos.

4.3- CARACTERIZAÇÃO DO "CHORUME"

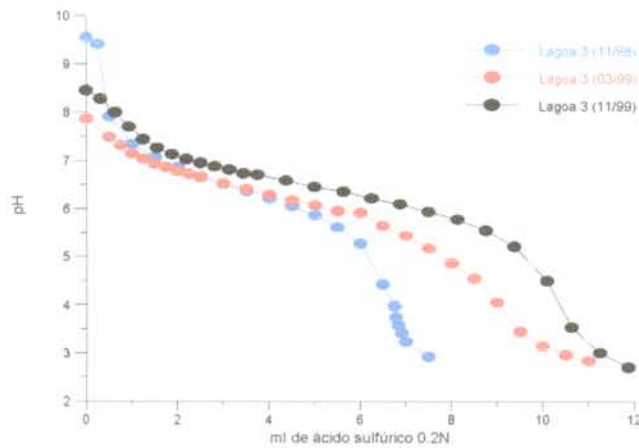
As amostras de chorume foram submetidas a análises físico-químicas, bioquímicas e de metais pesados. O chorume mostrou elevados valores na alcalinidade (até 1900 mg CaCO₃²⁻/L), na condutividade elétrica (até 14.000 µS/cm), nos sólidos totais dissolvidos STD (até 5100 mg/L), na demanda bioquímica de oxigênio DBO (até 1071mg/L), no carbono orgânico total (até 517 mg/L) e demanda química de oxigênio DQO (até 4000 mg/L). A concentração relativamente baixa de metais pesados encontrados (Cu, Zn, Cd, Ni, Cr e Pb, Fe e Mn) na fase solúvel do resíduo, obtido por evaporação de amostras de chorume, pode ser causada pelas características básicas do lixiviado (pH até 8,8), o qual ultrapassou os pontos de hidrólise dos metais estudados. Também foram quantificadas elevadas concentrações de amônia NH₄⁺ (até 88 mg/L), cloreto (até 1259 mg/L), sódio (até 600 mg/L) e potássio (731 mg/L), que são considerados traçadores de chorume (Rhyner *et al.*, 1995). Os resultados obtidos são compatíveis com trabalhos similares realizados por (Leckie *et al.*, 1975; Griffin *et al.*, 1976; Freeze & Cherry, 1979; e Testa, 1992)

As variações dos parâmetros físico-químicos decorrem, em parte, das condições climáticas e hidrodinâmicas. Os maiores valores dos parâmetros apresentaram-se na época de seca, e os menores no período de chuva. O caráter básico (pH entre 7,4 e 8,8) do chorume mostra que os resíduos sólidos encontram-se na fase anaeróbia metanogênica. Essas condições anaeróbias explicariam a presença de altas concentrações de amônia NH₄⁺ (43 até 88 mg/L) produzida pela decomposição anaeróbia da matéria orgânica, que consome H⁺ originando condições básicas (Equação 4.1).

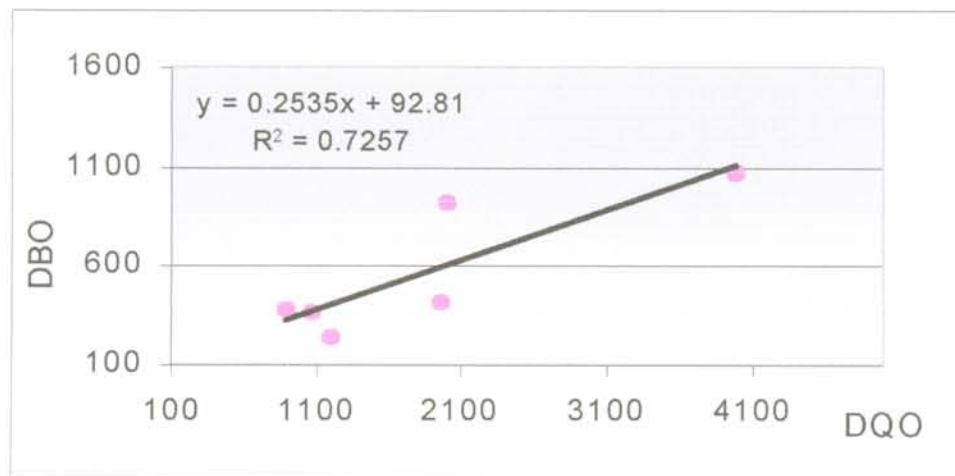


Os valores elevados da alcalinidade (855-1900 mg CO₃²⁻/L) possivelmente são originados pela presença de íons OH⁻, CH₃COO⁻ e CO₃²⁻ que podem estar presentes, ou ser originados nos processos de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos no lixiviado. A

capacidade fortemente tamponante do chorume, na faixa de pH de 5,5 e 6,5, deve ser originada pela presença de NH_4^+ , que se comporta como ácido fraco, e seus sais respectivos, ou pela presença de sais de bases fracas como é o caso do íon acetato CH_3COO^- ; o íon NH_4^+ , sendo um dos principais constituintes do chorume (Briceño & Rodriguez, 1986 e Lehninger *et al.*, 1994) (Figura 4.20-a).



(a)



(b)

Figura 4.20 – (a) Curva de titulação do chorume coletado nas lagoas de estabilização no depósito de lixo do Aurá (b) diagrama de dispersão entre a DBO e DQO (mg de O_2/L), e valor da equação de regressão entre esses ($y = \text{DBO}$ e $x = \text{DQO}$)

Os baixos valores de nitrato podem estar associados ao carácter fortemente anaeróbio e redutor do ambiente que inibe a oxidação dos compostos nitrogenados.

Os altos teores de carbono orgânico total COT (322-517 mg/L), do DBO e DQO do

chorume indicam uma elevada carga orgânica. Ainda assim, possivelmente devido à alta pluviosidade da região, os valores de DBO e DQO são relativamente baixos, comparados com os valores de outros trabalhos similares, realizados por Lee & Jones (1991) e Bernardes Junior *et al.* (1985).

No chorume também foram quantificadas elevadas concentrações de Na (252-600 mg/L), K (398-731 mg/L), Ca (40-102 mg/L) e Mg 11-60 mg/L) e de cloretos Cl^- (230-1259 mg/L). As concentrações relativamente baixas dos metais pesados Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb Fe e Mn, (Tabela 4.10) podem estar relacionadas com as características fortemente básicas do chorume, formando precipitados desses metais na forma de oxi-hidróxidos de baixa mobilidade (Dean *et al. apud* Moore & Moore, 1976).

Tabela 4.9 - Composição química do chorume do depósito de resíduos sólidos do Aurá, PA. Amostras coletadas nas datas de novembro/98 e março/99

Data	DBO	DQO	DQO/DBO	Estatística de regressão	
19/4/99	241	1200	5,0	R múltiplo	0,837577
17/12/98	376	900	2,4	R-Quadrado	0,701536
8/8/99	411	1960	4,8	Observações	6
26/05/199	1071	4000	3,7		
3/3/00	915	2000	2,2		
5/25/00	365	1074	2,9		
Média	563	1856	3,30		

Tabela 4.10 - Composição química do chorume do depósito de resíduos sólidos do Aura-PA. Amostras coletadas nas datas de novembro/98 e março/99

PARÂMETROS	VALOR	PARÂMETROS	VALOR
PH	7,4-8,8	Ni (μg /kg)	10-100
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	5.400 - 14.000	Cr (μg /kg)	30-100
NH_4^+ (mg/L)	50-88	Mn(μg /kg)	100-200
NO_3^- (mg/L)	0,93	Pb (μg /kg)	0-100
Cl (mg/L)	230-1259	Cu (μg /kg)	10-100
Na (mg /kg)	252-600	Alcalinidade total (mg CaCO_3/L)	855-1900
Ca (mg /kg)	40-102	COT (mg/L)	322-517
Mg (mg /kg)	11-60	MPS (0,45 μm - mg/L)	560
K (mg/kg)	398-731	STD (mg/L)	970-5100
Fe (mg/L)	3,7-10,4	DQO (mg/L) *	588-4000
Zn ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	40-250	DBO (mg/L) *	376-1071
Cd ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	<30	OD (mg/L)	00
(Ca+Mg)/(Na+K)	0,08-0,12		

A análise de regressão linear realizada com os resultados da DBO e DQO em seis amostras de chorume permitiu encontrar a relação de linearidade nessas duas variáveis. A regressão que explica os 70% da agregação dos dados mostra que em média os valores da DQO, ultrapassaram em 3,3 vezes os valores da DBO. Segundo Braile & Cavalcante (1993),

relações de DQO/DBO maiores a 2 *em efluentes*, indicam a predominância de matéria orgânica não biodegradável, fato que estaria mostrando que o lixiviado originado na degradação dos resíduos sólidos de Belém, estariam predominando substâncias difíceis para serem degradadas pela via biológica (Braile & Cavalcante, 1993) (Figura 4.20-b e Tabela 4.9).

4.4 AMPLITUDE E VELOCIDADE DA MARÉ

As Figuras 4.22 e 4.23 mostram a dinâmica da maré em datas e lugares diferentes. Os resultados foram comparados com os valores máximos e mínimos da amplitude da maré registrados no porto de Belém. Pode-se deduzir que na área de estudo a maré chega com aproximadamente 2 horas de atraso no ponto da desembocadura do rio Aurá com o rio Guamá, e após 3 horas no igarapé Santana de Aurá, no ponto mais próximo da área do depósito de lixo. No porto de Belém, a amplitude da maré foi de 3,4 m, enquanto que no igarapé Santana do Aurá, nos limite com o lixo, essa amplitude diminuiu para 1,85 m. A altura da maré mudou de 2,87 m nos pontos PA-2 e PA-3, mais próximo do lixo, até 3,05 m nos pontos PA-4 e PA-5, mais afastados do depósito de resíduos sólidos. O atraso e as diferenças na amplitude de maré são causados pela diferença topográfica e pela distância dos pontos em relação com o porto de Belém.

A forma assimétrica da curva da variação da maré indica que a velocidade dos fluxos¹ e refluxos² são diferentes, mostrando que as maiores velocidades se apresentam no início da vazante e da enchente (Figuras 4.21, 4.22 e Tabela 4.11).

Visando encontrar uma expressão matemática que permita explicar o comportamento da maré (variável dependente) em função da hora (variável independente), foram realizadas as regressões lineares, logarítmicas, quadráticas, cúbicas e exponenciais (Tabela 4.12 e 4.13). Os resultados indicam que o comportamento da maré pode ser representado mediante uma função cúbica e quadrática, já que essas duas regressões explicaram, respectivamente, os 87,1 e 88,4% da agregação dos dados (coeficiente de determinação R^2). Esse comportamento foi confirmado pelos maiores valores do F-calculado maior que o F-tabelado, rejeitando a hipótese nula H_0 (não tem regressão) e aceitando a hipótese alternativa H_1 (valores de coeficientes diferentes de zero, ou seja, existe regressão). A comparação das diferentes expressões matemáticas pode ser observa na Figura 4.23.

¹ Fluxo é sinônimo de entrada ou penetração da maré da maré ou enchente

² Refluxo é sinônimo de saída da maré ou vazante

Tabela 4.11- Dados do controle da maré (m) em datas diferentes no período de chuva e seca nos pontos de controle PA-2, PA-3 e PA4, na área de abrangência do Aurá

	Seca	Seca	Seca	chuva	Chuva	Chuva	Chuva	Chuva	seca	Seca	Seca
Hora	PA-3- 11/99	PA-4- 11/99	PA-2- 11/99	PA-3- 02/00	PA-4- 02/00	PA-2- 02/00	PA-3- 04/00	PA-2- 04/00	PA-2- 10/01	PA-3- 10/01	PA-4- 10/01
6:00		29	42	148	137	110	71		4	15	41
6:30		17	28	96	86	70	55		0	6	33
7:00	9	6	15	68	57	50	49		4	0	28
7:30	4	0	3	48	42	38	40		19	3	34
8:00	0	4	0	29	28	25	36	0	60	60	90
8:30	36	77	51	17	15	14	48	15	144	155	106
9:00	139	219	149	5	3	3	129	95	199	207	181
9:30	153	236	206	0	0	0	206	170	235	244	224
10:00	189	257	239	30	54	35	252	208	264	267	243
10:30	211	277	266	150	117	166	287	235	278	282	259
11:00	226	289	279	217	235	235	304	253	292	297	273
11:30	237	302	289	258	277	269	316	261	301	306	281
12:00	296	311	301	272	300	295	325	270	304	308	283
12:30	302	310	303	290	312	308	327	274	295	312	275
13:00	305	300	303	295	325	320	323	274	289	285	253
13:30	294	272	283	310	332	324	297	286	254	252	119
14:00	223	231	259	312	334	328	264	264	220	214	103
14:30	194	199	209	315	317	328	224	230	174	162	99
15:00	160	149	159	316	282	309	192	190	137	137	65
15:30	153	107	119	298	247	278	149	147	105	106	33
16:00	113	96	101	282	197	248	126	120	84	85	21
16:30	80	80	84	253	147	207	104	76	66	68	12
17:00	70	64	63	219	130	165	92	49	54	55	7
17:30		54		178	106	125	79	41	36	39	5
18:00					84	90			28		0

A função cúbica que explicou o 88,4% da agregação dos dados, está expressa na Equação 4.1 (Tabela 4.13):

$$H = -1520,2 + 213,302 \text{ hora} - 21,382 \text{ hora}^2 + 0,384 \text{ hora}^3 \quad (4.1)$$

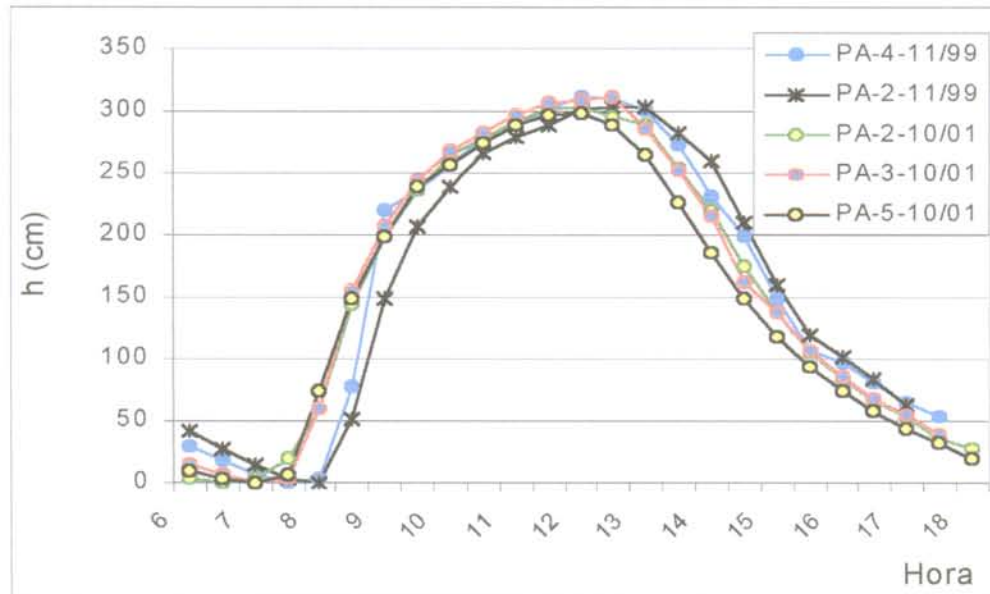


Figura 4.21 – Comportamento ou dinâmica da maré na área de trabalho na época de seca

Tabela 4.12- expressão matemática das equações utilizadas nos diferentes tipos de regressão

Regressão	Equação
LINEAR	$H = b_0 + b_1 \cdot \text{hora}$
LOGARTIMICA	$H = b_0 + b_1 \cdot \text{LN}(\text{hora})$
QUADRÁTICA	$H = b_0 + b_1 \cdot \text{hora} + b_2 \cdot \text{hora}^2$
CUBICA	$H = b_0 + b_1 \cdot \text{hora} + b_2 \cdot \text{hora}^2 + b_3 \cdot \text{hora}^3$
EXPONENCIAL	$H = b_0 \cdot e^{b_1 \cdot \text{hora}}$

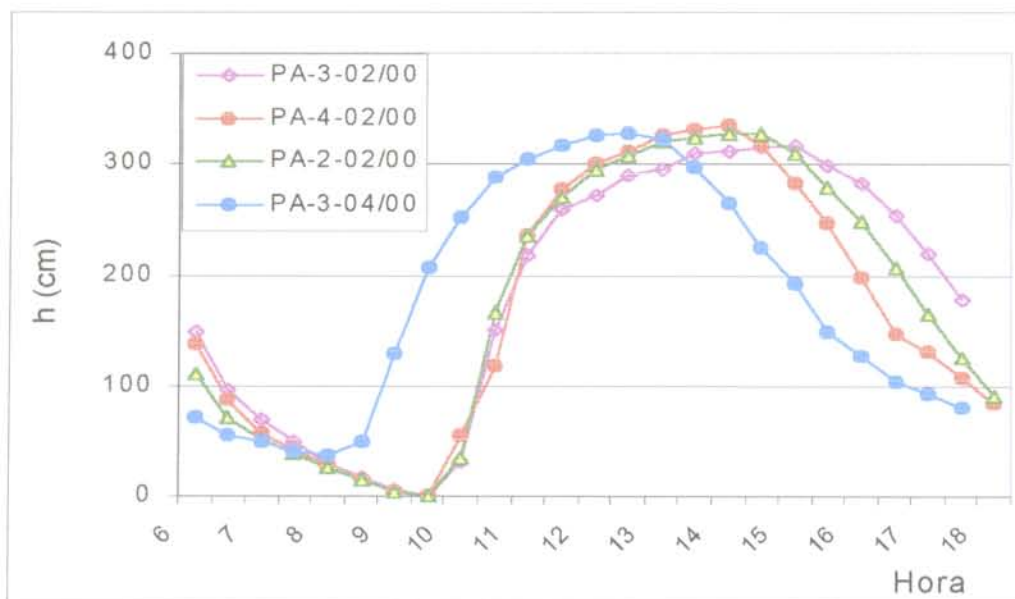


Figura 4.22 – Comportamento ou dinâmica da maré em três pontos diferentes do rio Aurá na época de chuva.

Tabela 4.13- Parâmetros estatísticos obtidos nas regressões linear, logarítmica, quadrática, cúbica e exponencial, que explicam o comportamento da maré

Regressão	LIN	LOG	QUA	CUB	EXP
R^2	0,001	0,026	0,871	0,884	0,121
Grãos liberdade	1,23	1,23	2,22	3,21	1,23
F-calculado	0,02	0,62	74,32	53,56	3,15
F-tabelado	4,28	4,28	3,44	3,07	4,28
Hipótese-aceita	H0	H0	H1	H1	H0
Significância	0,890	0,438	0,00	0,00	0,089
b0	143,209	18,7323	-1016,2	-1520,2	14,1323
b1	0,8892	55,4896	213,302	355,55	0,1472
b2			-8,8505	-21,382	
b3				0,3481	

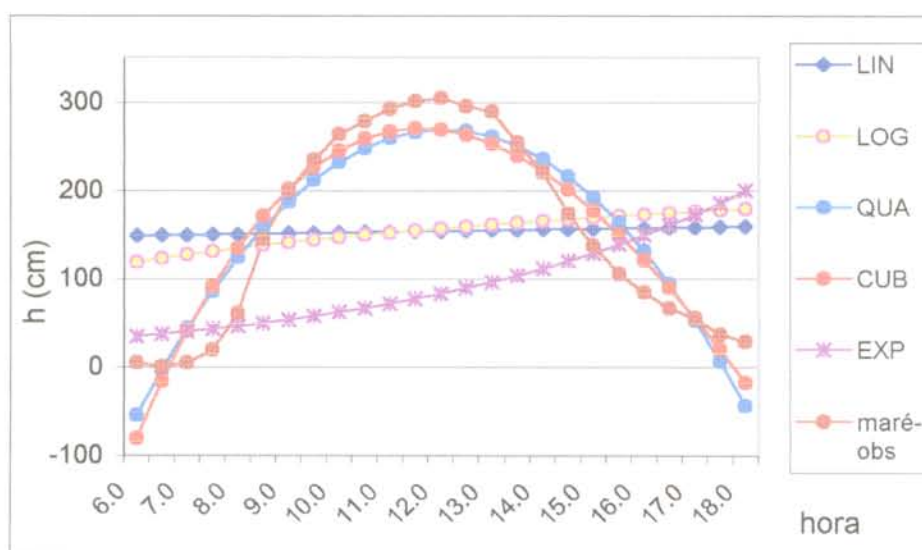


Figura 4.23- Representação gráfica dos resultados da diferentes regressões realizadas entre a altura da maré e a hora no ponto de controle PA-2 na data de 12/10/2001.

As medidas de velocidade foram realizadas utilizando o método de corpo flutuante em dois pontos superficiais no ponto PA-2, na data de 23/11/99 e no ponto PA-4, na data de 12/10/2001. Os dados obtidos indicam que a velocidade no fluxo e refluxo varia durante o ciclo da maré. No refluxo, as maiores velocidades se apresentam no início, e diminuindo progressivamente até o final da enchente. Essa diminuição da velocidade é causada pelo acúmulo de águas que exerce pressão hidrostática, da mesma forma, após o início do refluxo, a velocidade aumenta vertiginosamente por causa da quantidade de água acumulada, diminuindo até atingir a velocidade normal do rio (Figuras 4.24 e 4.25).

A velocidade do fluxo da água, nos pontos PA-2 e PA-4, variaram de 0,97 a 0,1 m/s,

com valores máximos no início do fluxo e do refluxo. Considerando a velocidade média no ponto PA-4 de 0,49 m/s com desvio padrão de 0,2425, e estimando em 4 horas o tempo da entrada da maré, calcula-se que na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos, a maré pode penetrar a uma distância de 7,067 km no rio Aurá, a partir de sua desembocadura localizada no rio Guamá. Isso significa que nos fluxos e refluxos da maré, toda a área de influência do depósito de resíduos sólidos seria lavada duas vezes por dia. Esse fato explica as menores concentrações dos traçadores de chorume em todos os pontos de controle no ponto de maior elevação da maré, ponto no qual as características do rio Guamá são predominantes.

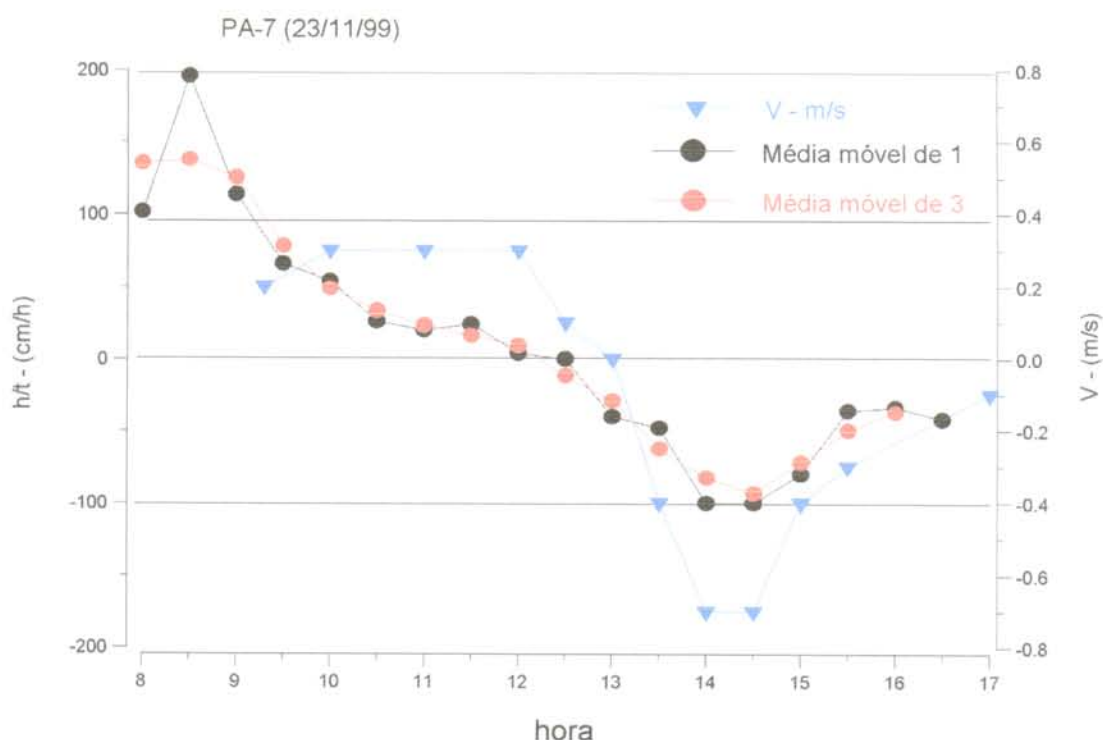


Figura 4.24 - Comportamento da velocidade e da altura do nível em relação ao tempo no fluxo e refluxo da maré no ponto de controle PA-7 do rio Aurá, na data 23-11-99.

A descarga³ do rio foi determinada uma vez só no ponto de controle PA-4, em dois pontos superficiais do rio durante 12 horas contínuas, seguindo as diretrizes dadas por de Reis *et al.* (1994), para determinar descarga de rios sob a influência da maré. A velocidade do rio foi medida a cada quinze minutos mediante a metodologia de corpo flutuante, e o controle da altura da maré a intervalos de 30 minutos. A cada 30 minutos, foi calculada a média da velocidade, sendo este último, o valor utilizado para efeitos do cálculo da vazão. A largura do rio no ponto

³ Os termos vazão e descarga indicam o mesmo significado.

de medida foi de 48m, isto permitiu dividir o rio em oito verticais de 6 metros cada ($L=6$).

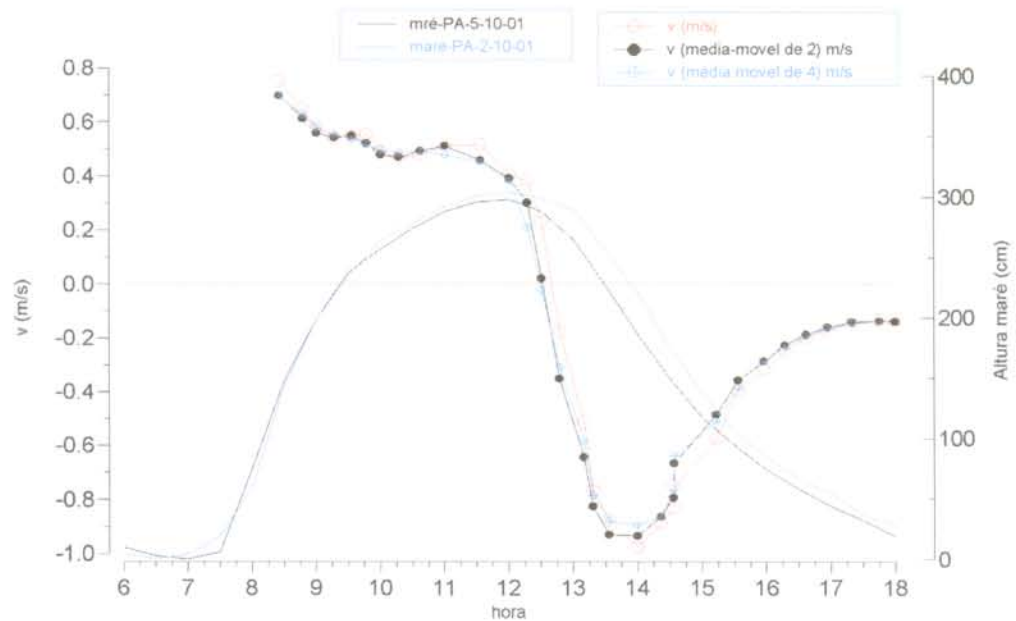


Figura 4.25 - Comportamento da velocidade e da altura do nível em relação ao tempo no fluxo e refluxo da maré no ponto de controle PA-4 do rio Aurá, na data 12-11-2001.

Para estimar a descarga (Q) do rio, em cada uma das verticais, foram determinados os valores da altura h_n do nível da água até o fundo do leito a cada 30 minutos (h_1 até h_8). Com o valor da largura L e os valores de h_n , foi calculada a área de cada seção a intervalos de tempo de 30 minutos. Para o cálculo da descarga (Q) em cada momento, foram utilizadas basicamente as Equações 4.2 e 4.3, já descritas na metodologia. Os resultados dos diferentes parâmetros estimados podem ser observados na Figura 4.27 e Tabela 4.14.

$$Q = \sum Q_i \quad (4.2)$$

$$A_i = L [h_1 + h_2 + \dots + h_8] \quad (4.3)$$

$$\sum Q_i = \sum A_i \cdot V_i$$

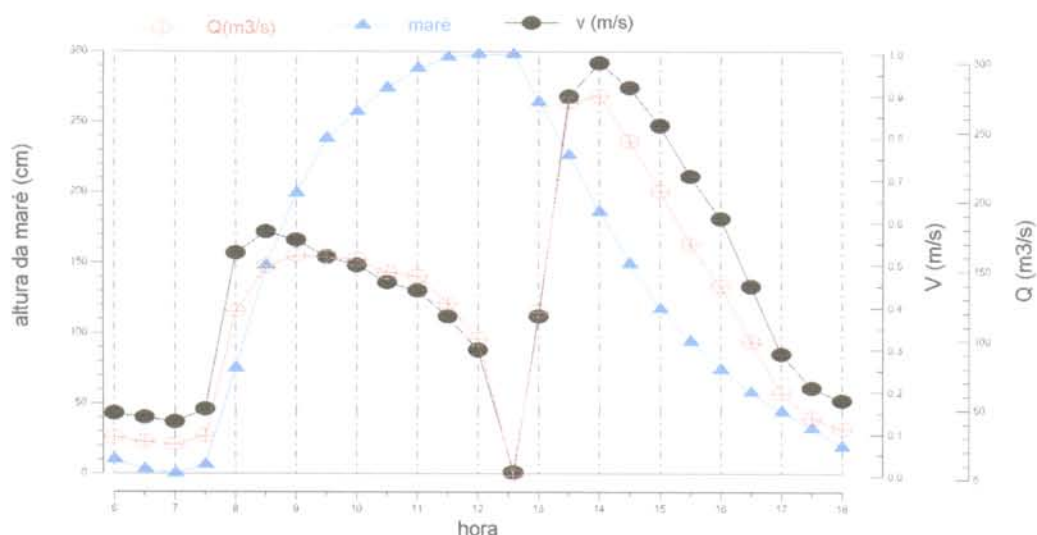


Figura 4.26- Comportamento da maré, velocidade dos fluxos e vazão no ponto de controle PA-4 (11/2001)

Os diferentes valores estimados (Tabela 4.14 e Figura 4.26), mostram que a descarga depende linearmente da velocidade dos fluxos e da área, enquanto que a velocidade é função dos diferentes estágios da enchente e da vazante. A velocidade mostrou os mais elevados valores logo após do início de vazante atingindo valores de até $0,98 \text{ m}^3/\text{s}$, e os menores valores no final de enchente e o início da vazante, momento no qual a velocidade e a descarga podem ser consideradas como próximo de zero. Os maiores valores da vazão foram medidos após o início da enchente, atingindo valores de $276 \text{ m}^3/\text{s}$, enquanto que menores valores da descarga foram observados no final de enchente e início da vazante, onde praticamente o valor da descarga é zero (Figura 4.26). A descarga normal do rio observada mudou de 25 a $35 \text{ m}^3/\text{h}$, valores que foram observados no final de vazante, momento em que pode ser considerado como fluxo normal do rio.

4.5- INFLUÊNCIA DO DESLOCAMENTO SUPERFICIAL DO EFLUENTE E EFEITO NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS

Os igarapés Santana de Aurá, Santo Antônio e Jaruca, por suas posições topográficas na cota de 5 m, sofrem a influência periódica do fluxo e refluxo da maré. O igarapé Santana do Aurá, que nasce dentro da área do depósito de lixo, e que acompanha paralelamente grande parte dos resíduos sólidos depositados na área, atua como receptor primário dos efluentes produzidos na degradação dos resíduos sólidos. O chorume é canalizado para as lagoas de estabilização e lançado sem nenhum tratamento na floresta no sul do depósito de resíduos

sólidos, onde escoam para o igarapé Jaruca, que desemboca no igarapé Santana de Aurá, próximo à saída do rio Aurá. Esse escoamento de poluentes é facilitado pela entrada e saída da maré atingindo com rapidez o rio Aurá e o Guamá. Esses fluxos são ainda maiores na época de chuva (Figura 4.26 e 4.27).

Tabela 4.14- Altura da maré (h), velocidade do fluxo (v), altura de nível de água em oito seções do rio Aurá (h_n) e vazão do rio, no ponto PA-4. Valores em itálico correspondem à enchente (novembro de 2001)

H	V (m/s)	Hora	h1 m	h2 m	H3 m	H4 M	h5 m	h6 m	h7 m	h8 m	Ht m	At m ²	Q m ³ /s
10	0,15	6:00	128	468	518	548	568	458	438	168	33	198	30
3	0,14	6:30	121	461	511	541	561	451	431	161	32	194	27
0	0,13	7:00	118	458	508	538	558	448	428	158	32	193	25
6	<i>0,16</i>	7:30	124	464	514	544	564	454	434	164	33	196	<i>31</i>
75	<i>0,53</i>	8:00	193	533	583	613	633	523	503	233	38	229	<i>121</i>
148	<i>0,58</i>	8:30	266	606	656	686	706	596	576	306	44	264	<i>153</i>
199	<i>0,56</i>	9:00	317	657	707	737	757	647	627	357	48	288	<i>161</i>
238	<i>0,52</i>	9:30	356	696	746	776	796	686	666	396	51	307	<i>160</i>
257	<i>0,50</i>	10:00	375	715	765	795	815	705	685	415	53	316	<i>158</i>
274	<i>0,46</i>	10:30	392	732	782	812	832	722	702	432	54	324	<i>149</i>
288	<i>0,44</i>	11:00	406	746	796	826	846	736	716	446	55	331	<i>146</i>
296	<i>0,38</i>	11:30	414	754	804	834	854	744	724	454	56	335	<i>127</i>
298	<i>0,30</i>	12:00	416	756	806	836	856	746	726	456	56	336	<i>101</i>
298	0,01	12:30	416	756	806	836	856	746	726	456	56	336	3
264	0,38	13:00	382	722	772	802	822	712	692	422	53	320	121
226	0,90	13:30	344	684	734	764	784	674	654	384	50	301	271
186	0,98	14:00	304	644	694	724	744	634	614	344	47	282	276
149	0,92	14:30	267	607	657	687	707	597	577	307	44	264	243
117	0,83	15:00	235	575	625	655	675	565	545	275	42	249	207
94	0,71	15:30	212	552	602	632	652	542	522	252	40	238	169
74	0,61	16:00	192	532	582	612	632	522	502	232	38	228	139
58	0,45	16:30	176	516	566	596	616	506	486	216	37	221	99
44	0,29	17:00	162	502	552	582	602	492	472	202	36	214	62
32	0,21	17:30	150	490	540	570	590	480	460	190	35	208	44
19	0,18	18:00	137	477	527	557	577	467	447	177	34	202	36

h= Valores da altura da maré; v = velocidade do fluxo; h1 a h8 = altura de nível de água em oito seções do rio Aurá; Ht =,somatória das alturas; At = área total; Q = vazão do rio

Quatro campanhas de amostragem foram realizadas em cinco pontos de amostragem localizados no sistema hídrico superficial, visando avaliar a influência dos resíduos sólidos na sua qualidade ambiental (Figura 4.28). O ponto de coleta PA-1 considerou-se como representativo das características químicas das águas superficiais da área enquanto que nos pontos PA-2, PA-3 e PA-4 foram coletadas amostras durante um ciclo completo de maré, objetivando identificar a relação dos fluxos e refluxos da maré com a saída do lixiviado produzido na degradação dos resíduos sólidos.

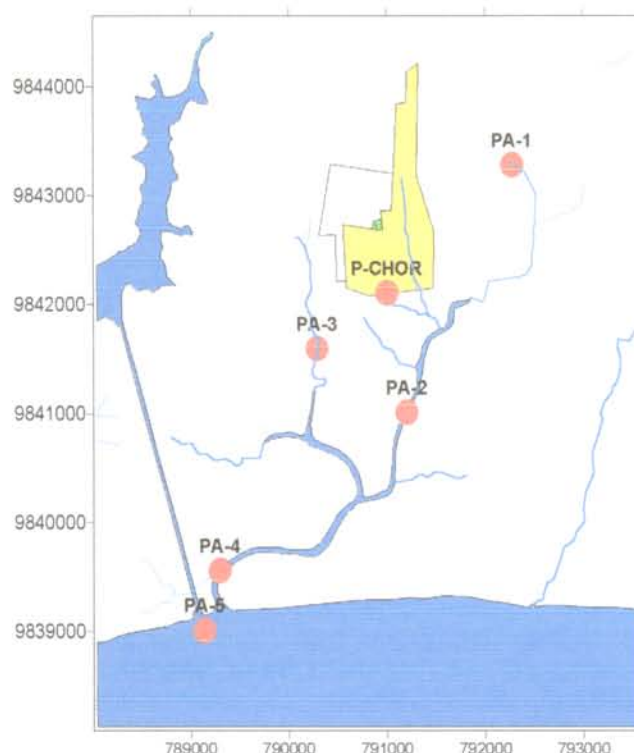


Figura 4.28 - Pontos de amostragem de águas superficiais, na área próxima do depósito de resíduos sólidos e pontos de controle da maré.

Nos pontos de controle PA-2, PA-3 e PA-4, durante as quatro campanhas, foram quantificados simultaneamente os parâmetros físico-químicos considerados traçadores de chorume. São eles: pH, condutividade elétrica, alcalinidade, amônia, nitrato, cloreto, sódio, cálcio, magnésio e potássio. Duas das quatro campanhas de amostragem foram realizadas na época de chuva nos meses de abril/2000 e fevereiro/2001, e duas na época de seca, nos meses de novembro/2000 e outubro/2001. No ponto de controle PA-5, localizado no ponto de captação de água para os lagos Água Preta e Bolonha, foram realizadas somente duas campanhas, uma na época de chuva em fevereiro/2001 e outra na época de seca em outubro de 2001.

Em cada uma das quatro campanhas realizados nos pontos PA-2, PA-3 e PA-4, foram coletadas amostras a cada 90 minutos durante um ciclo de maré (6 às 18 h). Isso significa que em cada campanha, cada parâmetro foi quantificado 27 vezes nos três pontos de controle de maré, dando como resultado um total de 108 dados do mesmo parâmetro nas quatro campanhas realizadas nesses três pontos de controle. Os resultados analíticos nas datas referidas encontram-se relacionados nos Anexo A.

4.5.1- Tratamento estatístico dos dados

Considerando a quantidade de informação de cada um dos parâmetros analisados durante as quatro campanhas (Anexo A), procedeu-se à classificação e sistematização da informação. Para efeito das análises dos resultados, partiu-se da premissa de que as águas superficiais e subterrâneas pertencentes a áreas de microbacias, no caso a microbacia do rio Aurá, não devem apresentar variações significativas na suas características geoquímicas (Custodio & Llamas, 1976 e Drever, 1982). Nessa lógica, esperava-se que as amostras coletadas nos diferentes pontos de controle não mostrassem diferenças significativas, por tratar-se de amostras pertencentes à mesma microbacia hidrográfica.

O teste estatístico selecionado visa identificar diferenças ou semelhanças significativas, nos resultados dos diversos parâmetros analisados nos pontos de, tanto intersazonal como intra-sazonalmente. Para esse efeito realizou-se a análise multivariada, utilizando o teste pareado de *Hotteling*, que permite comparar duas ou mais amostras com o mesmo tamanho populacional. Foram consideradas duas hipóteses: a *hipótese nula* H_0 , que indica que as amostras não apresentam diferenças significativas, podendo ser consideradas como uma amostra só, e a *hipótese alternativa* H_1 , que indica que as amostras testadas são significativamente diferentes, ou seja, podem ser consideradas como amostras diferentes.

Inicialmente, o teste *Hotteling* foi aplicado aos principais parâmetros traçadores de chorume, independente da época de coleta (intersazonal), isto é, foram consideradas seis pares de amostras, 12 (doze) amostras (quatro campanhas de amostragem em três pontos simultâneos de coleta em cada campanha), com tamanho populacional de 9 (nove amostras coletadas em cada ponto num ciclo de maré). Posteriormente o teste *Hotteling* também foi aplicado considerando a mesma época sazonal (intra-sazonal), neste caso foi considerado independente, a época de seca e a época de chuva, utilizando 03 (três) pares de amostras (duas campanhas para cada época em três pontos simultâneos de coleta) de tamanho populacional de 9 (nove amostras coletadas em cada ponto de controle durante um ciclo de maré). Em todos os casos o teste foi aplicado com um nível de confiança de 95%. A aceitação ou rejeição da hipótese nula H_0 (amostras são iguais) ou da hipótese alternativa H_1 (amostras são diferentes), dependerá do resultado da comparação dos valores de F tabelado e F calculado. Para o caso do teste intersazonal, o valor de F tabelado foi obtido considerando as 12 (doze) amostras (11 graus de liberdade) a um nível de confiança de 95%, dando como resultado o valor de 3,09. Isso significa que se o valor de F calculado se situa na faixa compreendida entre -3,09 e +3,09, é aceita a hipótese nula H_0 , caso contrário será aceita a

hipótese alternativa $H1$.

O teste *Hotteling* intersazonal foi realizado para cada um dos principais parâmetros traçadores de chorume medidos nos pontos de controle PA-2, PA-3 e PA-4, nas quatro campanhas de amostragem, na época de seca e na época de chuva (Tabela 4.15).

O resultado intersazonal da aplicação do teste *Hotteling* para os seis pares de amostras (doze grupos de amostras) e 11 graus de liberdade, mostrou que a um nível de confiança de 95%, o valor de F calculado sempre foi maior que o F tabelado, caindo na faixa de rejeição da Hipótese nula H_0 (amostras são iguais), ou seja, na faixa de aceitação da hipótese alternativa $H1$ (as amostras são diferentes), o que indica que as amostras analisadas intersazonalmente são significativamente diferentes (Tabela 4.15).

Os resultados do teste *Hotteling* evidenciam que o comportamento dos parâmetros analisado intersazonalmente, nos três pontos de amostragem, é geoquimicamente diferente, possivelmente provocado pelo deslocamento superficial do efluente originado na degradação dos resíduos sólidos do Aurá, ou pelas variações na composição geoquímica decorrentes da época sazonal. Esse comportamento é refletido nos valores bem diferentes encontrados na média e variância de cada um dos parâmetros estudados e mostrados nas Figuras 4.29 a 4.34 e anexo II.

Tabela 4.15- Resultados do teste multivariado de *Hotteling* para alguns parâmetros traçadores de chorume nas campanhas de amostragem, nas épocas de seca e de chuva, nos pontos de controle de maré PA2, PA3 e PA4

	pH	Condut.	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Ca	Mg	Na	K
F calculado (6,11)	5,29	22,10	67,25	157,24	5,35	5,56	22,91	18,97	2,01
F tabelado (6,11)	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09	3,09
Hipótese aceita	H1	H1	H1	H1	H1	H1	H1	H1	H1
Probabilidade (p)	0,009	0,000	0,000	0,000	0,008	0,007	0,000	0,000	0,150

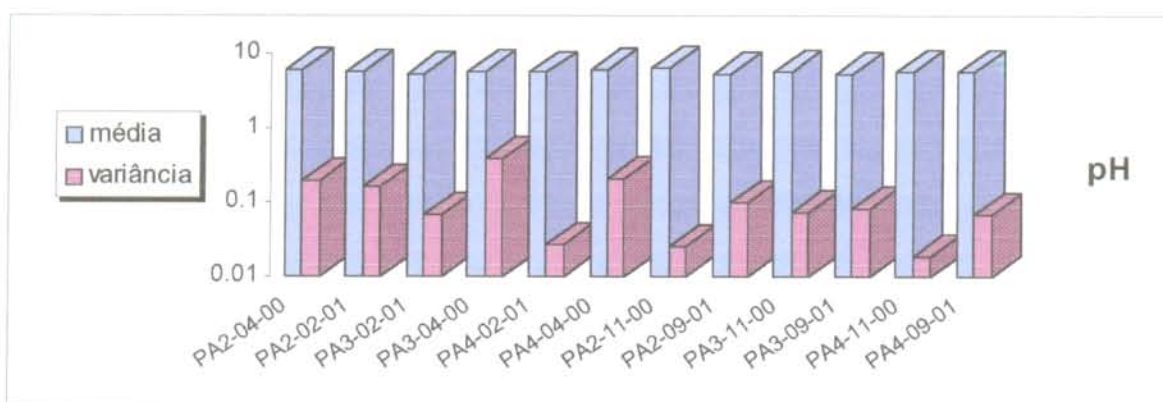


Figura 4.28- Média e variância do pH nos três pontos de amostragem PA-2, PA-3 e PA-4 nas quatro campanhas de amostragem.

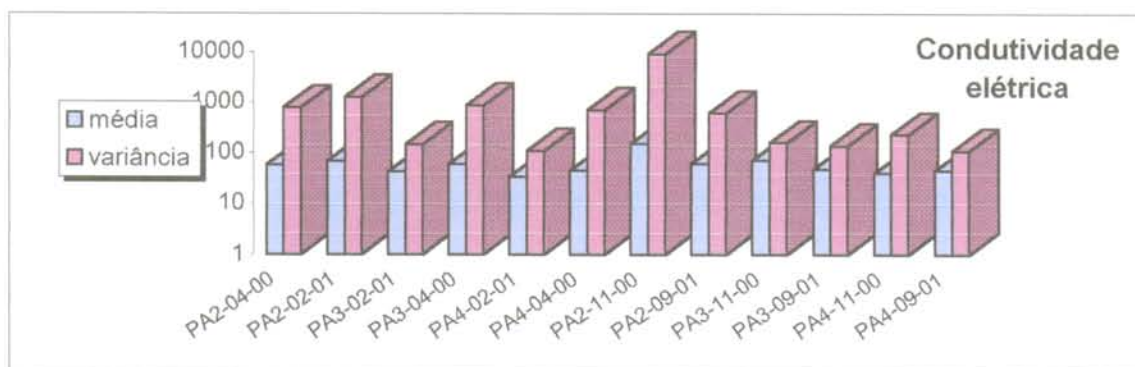


Figura 4.29- Média e variância da condutividade nos pontos de amostragem PA-2, PA-3 e PA-4 nas quatro campanhas de amostragem.

A condutividade elétrica, o cloreto, o nitrato, o sódio e a amônia, foram os parâmetros que apresentaram maiores valores na variância, sendo as amostras coletadas nos pontos PA-2 e PA-3, as que maiores alterações mostraram. Esses pontos precisamente são aqueles que se encontram mais próximos do depósito de resíduos sólidos. A condutividade no ponto PA-2 mostrou uma média de 58 e 69 $\mu\text{S/cm}$ nas duas coletas da época de chuva, com variância de 791 e 1290 respectivamente, e esse mesmo parâmetro, na época de seca, mostrou uma média de 153 e 61 $\mu\text{S/cm}$ nas duas campanhas na época de seca com variâncias de 9308 e 611, respectivamente.

Os valores da média e da variância da condutividade elétrica observados no ponto PA-2, localizado mais próximo dos resíduos sólidos, contrastam com os valores do mesmo parâmetro observados no ponto de controle PA-4, mais afastado da área de depósito dos resíduos sólidos, onde, nas duas coletas realizadas na época de chuva mostraram uma média de 33 e 45 $\mu\text{S/cm}$, com variâncias de 11 e 709 respectivamente, enquanto que na época de seca a média mostrou valores de 39 e 45 $\mu\text{S/cm}$ nas duas coletas, com variância de 232 e 110 respectivamente. Essas diferenças significativas na média e na variância dos principais parâmetros traçadores de chorume nos pontos de controle mais próximos e mais afastados do depósito de resíduos sólidos evidenciam, uma vez mais, que o sistema hídrico superficial está sendo atingido pelo deslocamento superficial do chorume, e que este experimenta variações físicas, químicas e biológicas durante o seu percurso pelo sistema hídrico, explicando o decaimento dos parâmetros observados nos pontos de amostragem mais afastados do depósito de resíduos sólidos.

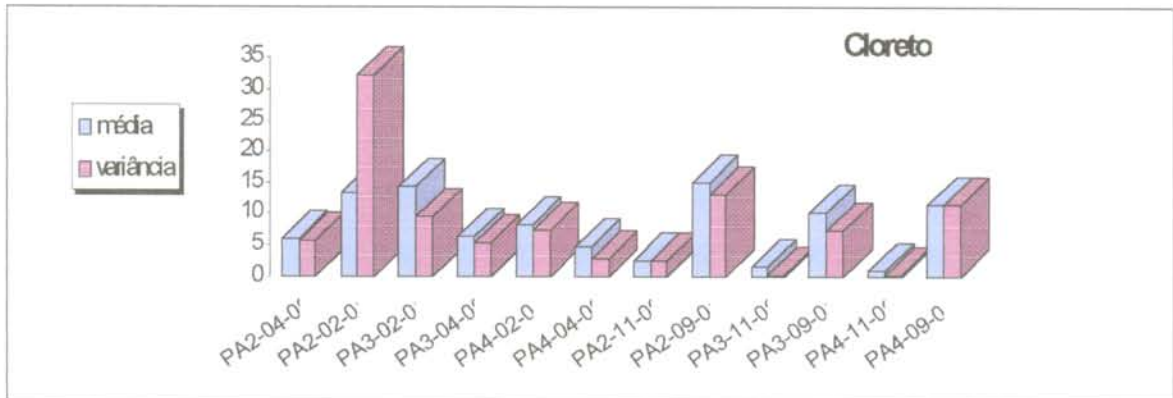


Figura 4.31- Média e variância do cloro nos pontos de amostragem PA-2, PA-3 e PA-4 em quatro campanhas.

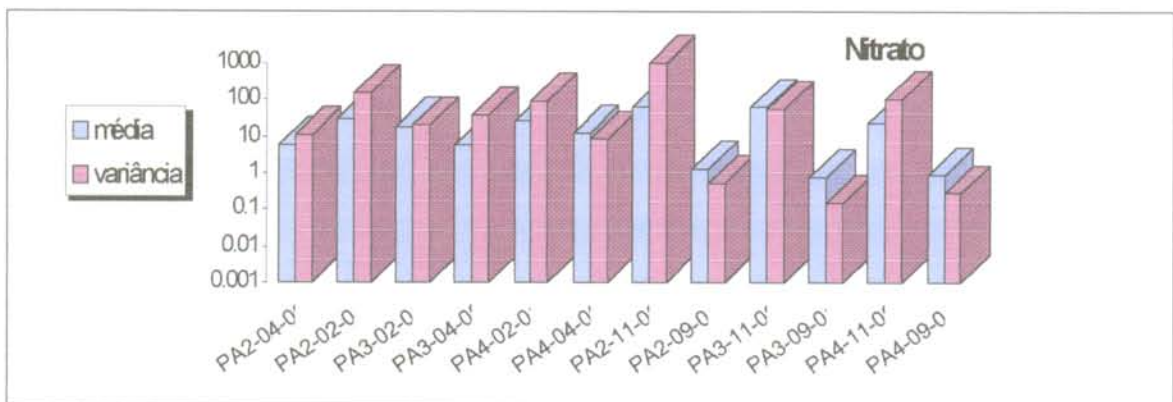


Figura 4.32- Média e variância do nitrato nos pontos de amostragem PA-2, PA-3 e PA-4 em quatro campanhas.

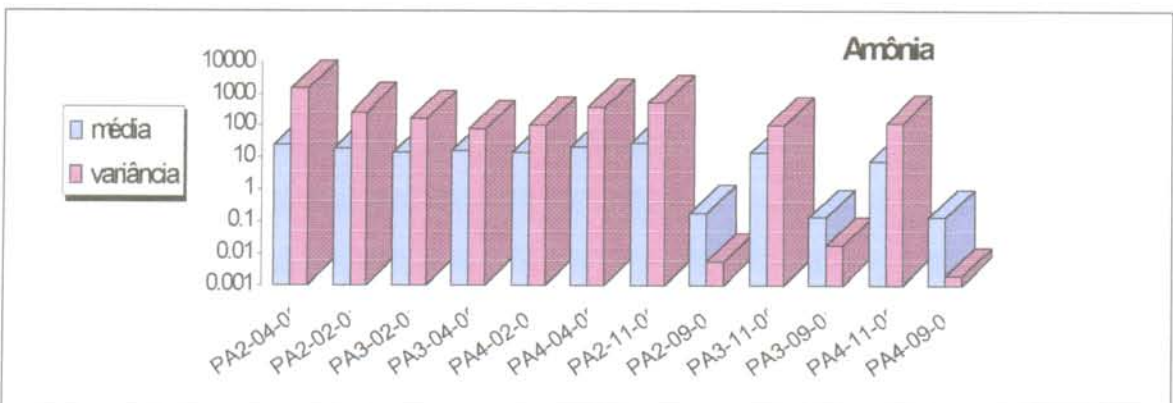


Figura 4.33- Média e variância da amônia nos pontos de amostragem PA-2, PA-3 e PA-4 em quatro campanhas.

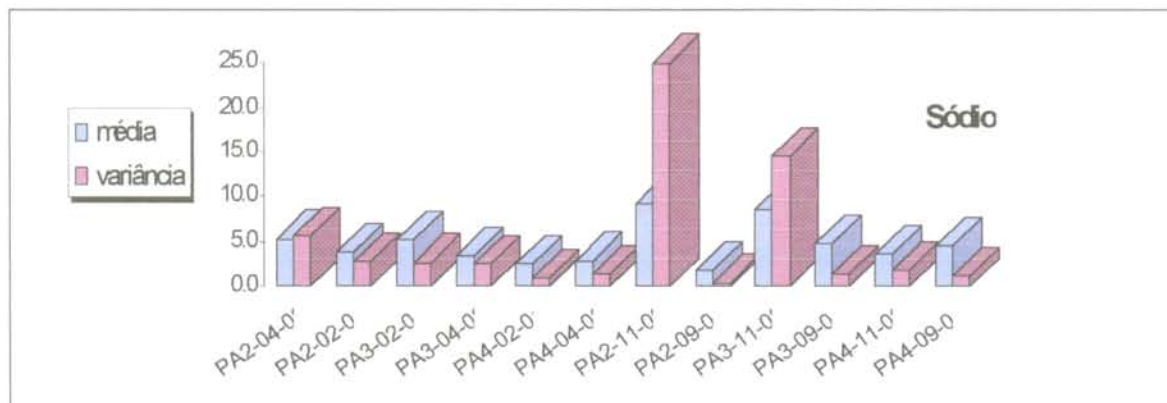


Figura 4.34- Média e variância do sódio nos pontos de amostragem PA-2, PA-3 e PA-4 em quatro campanhas.

O teste *Hotteling* também foi realizado com os resultados dos parâmetros estudados nos três pontos de amostragem usando a informação de duas coletas realizadas independentemente na época de seca e na época de chuva, visando encontrar diferenças ou semelhanças nas amostras intra-sazonalmente. Os resultados obtidos a um nível de confiança de 95%, mostram que para todos os parâmetros os valores do F tabelado foram menores do F calculado rejeitando a hipótese nula H_0 (amostras são iguais) e aceitando a hipótese alternativa H_1 (amostras são diferentes) (Tabela 4.16).

Tabela 4.16- Resultados do teste multivariado de *Hotteling* para os parâmetros analisados nas quatro campanhas, de amostragem, nas épocas de seca e de chuva, nos pontos PA2, PA3 e PA4

	Época de chuva								
	pH	Condut	Cl	NO_3^-	NH_4^+	Ca	Mg	Na	K
F calculado(3,14)	7,22	5,21	49,61	16,54	0,82	2,63	0,69	4,52	12,13
F tabelado(3,14)	3,34	3,34	3,34	3,34	3,34	3,34	3,34	3,34	3,34
Hipótese aceita	H1	H1	H1	H1	H1	H1	Ho	H1	H1
(p)	0,0028	0,0121	0,0000	0,0000	0,5059	0,0909	0,5733	0,0200	0,0000
	Época de seca								
	pH	Condut	Cl	NO_3^-	NH_4^+	Ca	Mg	Na	K
F-Calculado(3,14)	23,77	30,80	144,86	205,53	12,90	7,17	5,47	7,19	14,72
F-Tabelado(3,14)	3,34	3,34	3,34	3,34	3,34	3,34	3,34	3,34	3,34
Hipótese aceita	H1	H1	H1	H1	H1	H1	H1	H1	H1
(p)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003	0,010	0,003	0,000

O teste *Hotteling* mostrou que, mesmo comparando separadamente as amostras na mesma época sazonal, elas continuam comportando-se como amostras significativamente diferentes, corroborando que o comportamento significativamente diferente observado nos parâmetros traçadores de chorume tanto intra-sazonal como intersazonalmente, é originado pelo deslocamento superficial do chorume que atinge o sistema hídrico da área. Foi evidenciado

que os parâmetros traçadores de chorume avaliados sofrem mudanças significativas no comportamento tanto na entrada e na saída da maré, degradando o sistema hídrico atingido. Os menores valores na média e na variância observados no ponto de controle PA-4, localizado bem mais afastado do depósito de resíduos sólidos, deixam evidência de que esses parâmetros sofrem processos de transformação química, biológica e física, especialmente o fenômeno de diluição.

4.5.2- Comportamento dos diferentes parâmetros traçadores de chorume nos pontos de controle PA-2, PA-3 e PA-4

Os parâmetros traçadores de chorume quantificados nos 03 (três) pontos de controle dos recursos hídricos superficiais mostraram comportamento diferenciado. Essa diferenciação está determinada tanto pela distância do depósito de resíduos sólidos, que deixam mais vulneráveis os corpos da água mais próximos do depósito de resíduos sólidos, quanto pelos fluxos e refluxos da maré. Os corpos de água mais vulneráveis, são aqueles que têm as suas nascentes na área do depósito de resíduos sólidos, como é o caso do igarapé Santana de Aurá e o igarapé Jaruca. As medidas realizadas nos pontos de controle PA-2 e PA-4 mostraram que o sistema hídrico superficial está sendo influenciado pela presença do depósito de resíduos sólidos na época de seca e na época de chuva. Os pontos PA-2 e PA-4 estão localizados no rio Aurá, que é atingido pelo igarapé Jaruca, atuando assim como receptor primário do chorume.

Objetivando determinar o comportamento dos diferentes parâmetros traçadores de chorume nos pontos de controle com a variação da maré, foram programadas coletas nos diferentes pontos de amostragem na maré mais alta no mês de coleta, de tal forma que a hora do início da enchente fosse similar em todas as campanhas de amostragem. Os resultados foram processados e comparados com a variação da maré, a partir da observação dos gráficos de cada parâmetro, ou usando matrizes de correlação e componentes principais, visando elucidar a relação desses parâmetros analisados entre si e em relação à maré.

A observação visual mostra uma relação inversa dos parâmetros com a altura da maré, sendo mais acentuada nos pontos de controle do rio Aurá PA-2 e PA-4 na época de chuva. Esse comportamento inversamente proporcional é mais evidente no ponto PA-2, mais próximo do depósito de resíduos sólidos. No ponto de controle localizado no igarapé Santo Antônio PA-3, o comportamento dos diferentes parâmetros em relação à altura da maré mostrou-se mais aleatório, sem tendência coerente que possa ser relacionada aos fluxos superficiais do chorume.

Comparando quantitativamente a variação da condutividade elétrica (um dos principais

traçadores de chorume) no ponto mais alto da maré (preamar), com o seu ponto mais baixo (baixa-mar) no ponto PA-2 na época de chuva, observou-se que a condutividade experimentou uma mudança de 90,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na baixa-mar para 22,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na preamar, variação que corresponde aos 74% do valor inicial; a amônia mudou de 51 para 4,9 μM , variação de 90,4%, o sódio de 6,5 para 1,8 mg/L, variação de 72,3%, etc. Nesse sentido, pode-se verificar na Figura 4,35 que as maiores variações percentuais foram encontradas no ponto PA-2, na época de chuva e de seca. No ponto de controle PA-4, as variações foram também significativas, embora menores que no ponto PA-2, evidenciando que esse lugar é atingido com menor intensidade pelo deslocamento superficial de chorume (Tabela 4,17).

Uma ferramenta mais técnica de análise é o coeficiente de correlação, que permite comparar estatisticamente um a um o comportamento dos diferentes parâmetros estudados. Foi gerada, computacionalmente, a matriz de correlação dos principais parâmetros estudados nos pontos de controle PA-2, PA-3 e PA-4, na época de seca e na época de chuva (Tabelas 4.18 a 4.23).

Tabela 4.17- Variações percentuais entre os valores dos diferentes parâmetros apresentados na preamar e baixa-mar no ponto de controle PA-2

	Baixa-mar	Preamar	Variação %	Baixa-mar	Preamar	Variação %	Baixa-mar	Preamar	variação %
	Chuva	Chuva		Seca	Seca		Chuva	Chuva	
	PA-2	PA-2	PA-A	PA-2	PA-2	PA-2	PA-4	PA-4	PA-A-4
pH	6,4	5,5	14,1	s.a	s.a		6,3	5,5	12,7
Conduti.	90,7	22,9	74,8	174	28	83,9	63,1	24,2	61,6
Cl	13,5	4,2	68,9	11,4	5,8	49,1	8,9	4,5	49,4
NO3	24,3	12,7	47,7	48	7,8	83,8	23,7	12,3	48,1
NH4	51,0	4,9	90,4	33,8	1,1	96,7	29,9	3,6	88,0
Ca	2,7	1,1	59,3	2,6	0,8	69,2	1,7	0,9	47,1
Mg	1,0	0,6	40,0	1,7	0,5	70,6	0,9	0,5	44,4
Na	6,5	1,8	72,3	7,9	2,8	64,6	3,9	1,6	59,0
K	5,4	0,7	87,0	9,7	2,1	78,4	2,4	0,4	83,3
CaCO3	19,5	6,4	67,2	16	5	68,75	16,5	8,4	49,09

s.a = sem alteração significativa

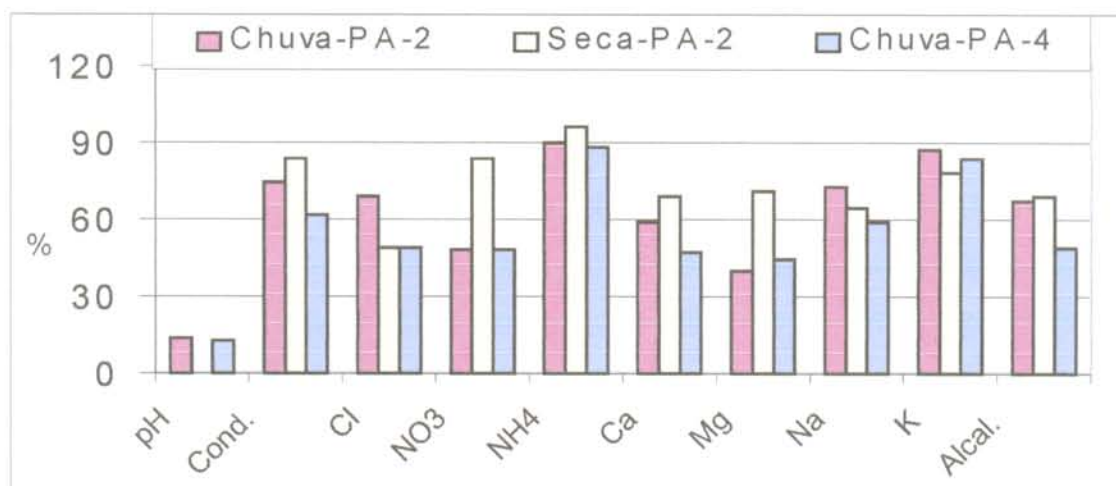


Figura 4.35- Variações percentuais da baixa-mar para a preamar dos principais parâmetros traçadores de chorume nos pontos de controle PA-2 e PA-4

Os resultados da matriz de correlação ratificam as variações observadas na concentração dos diferentes parâmetros estudados. Pode-se observar que no ponto PA-2, na época de chuva e de seca (com exceção do nitrato na época de chuva e pH na época de seca), todos os parâmetros analisados mostraram coeficientes de correlação negativos com a maré. A presença de coeficientes de correlação negativos, mudando entre -0,5 e +0,98, mostra uma relação de linearidade inversa dos principais parâmetros analisados em relação à maré, o que significa que na baixa-mar, a concentração dos parâmetros traçadores de chorume exibiu os maiores valores e os menores na preamar, fato que evidencia a influência do deslocamento superficial de chorume (Tabela 4.18 e 4.19).

Com relação aos demais parâmetros, estes estão altamente correlacionados, especialmente aqueles parâmetros que aumentam a carga iônica e, por conseguinte, a condutividade elétrica. Como exemplo, na época de chuva no ponto PA-2, pode-se observar elevados coeficientes de correlação entre a condutividade com o Cl (0,955), com o Ca (0,988), com o Mg (0,985), com o Na (0,944), com o K (0,998) e com a alcalinidade (0,838). Essa mesma característica também foi observada no ponto PA-2, na época de seca, e no ponto PA-4, na época de chuva (Tabela 4.22 e 4.19).

Comportamento diferente, nos coeficientes de correlação, foram obtidos entre os diferentes parâmetros estudados no ponto de controle PA-3. Na época de chuva, com exceção do pH e do nitrato, os demais parâmetros apresentaram coeficiente de correlação relativamente fraca e negativa, evidenciando uma relação de linearidade inversa fraca. Somente a amônia mostrou com uma boa correlação negativa (-0,646). Como era esperado, observam-se correlações positivas entre a condutividade e os íons responsáveis pelo aumento da carga

iônica ou dos sólidos totais dissolvidos Ca, Na, K, Mg e Cl, que exibiram valores do coeficiente de correlações acima de 0,80 entre eles e com a condutividade (Tabela 4.20).

Tabela 4.18- Matriz de correlação dos principais parâmetros traçadores de chorume na época de chuva no ponto de amostragem PA-2

	pH	Cond.	Cl	NO ₃	NH ₄ ⁺	Ca	Na	Mg	K	Alcal	maré
pH	1										
Cond.	0,720	1									
Cl	0,755	0,955	1								
NO ₃	0,251	0,600	0,560	1							
NH ₄	0,745	0,518	0,650	-0,024	1						
Ca	0,744	0,988	0,953	0,480	0,602	1					
Na	0,793	0,985	0,955	0,545	0,625	0,982	1				
Mg	0,694	0,944	0,842	0,680	0,325	0,907	0,916	1			
K	0,748	0,998	0,962	0,616	0,533	0,982	0,990	0,946	1		
Alcal.	0,423	0,838	0,681	0,500	0,137	0,823	0,767	0,849	0,811	1	
Maré	-0,657	-0,607	-0,654	0,055	-0,717	-0,701	-0,615	-0,450	-0,589	-0,521	1

Tabela 4.19- Matriz de correlação dos principais parâmetros traçadores de chorume na época de seca no ponto de amostragem PA-2

	pH	Cond.	Cl	NO ₃	NH ₄ ⁺	Ca	Na	Mg	K	Alcal	maré
pH	1										
Condut.	-0,243	1									
Cl	-0,113	0,934	1								
NO ₃	-0,391	0,877	0,712	1							
NH ₄	0,043	0,540	0,631	0,272	1						
Ca	-0,276	0,984	0,874	0,900	0,454	1					
Na	-0,426	0,620	0,533	0,826	0,227	0,601	1				
Mg	-0,223	0,901	0,908	0,764	0,714	0,829	0,591	1			
K	-0,167	0,830	0,868	0,679	0,752	0,740	0,533	0,989	1		
Alcal.	-0,232	0,964	0,873	0,813	0,561	0,940	0,525	0,891	0,830	1	
Maré	0,171	-0,984	-0,938	-0,844	-0,527	-0,978	-0,536	-0,873	-0,804	-0,933	1

Na época de seca no ponto de controle PA-3, o comportamento apresentou-se similar ao observado na época de chuva. A maré continuou apresentando uma relação de linearidade inversa e fraca com o nitrato de cálcio e magnésio, de acordo com os valores do coeficiente de correlação (-0,340, -0,295, -0,424 respectivamente), a maré apresentou coeficientes de correlação positivos com o pH, condutividade, amônia e sódio, mostrando que o comportamento desses parâmetros não apresentaria uma relação direta com o deslocamento superficial ou subterrâneo do chorume. Em relação à condutividade e os íons responsáveis pelo aumento da carga iônica, os coeficientes de correlação mostraram-se aleatórios (Tabela 4.21).

Tabela 4.20- Matriz de correlação dos principais parâmetros traçadores de chorume na época de chuva no ponto de amostragem PA-3

	pH	Cond.	Cl	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Ca	Na	Mg	K	Alcal.	maré
pH	1										
Cond.	-0,632	1									
Cl	-0,521	0,957	1								
NO ₃	0,125	-0,043	0,044	1							
NH ₄	-0,014	0,358	0,505	0,058	1						
Ca	-0,736	0,920	0,778	-0,032	0,062	1					
Na	-0,783	0,936	0,833	-0,037	0,061	0,972	1				
Mg	-0,598	0,923	0,891	0,219	0,212	0,886	0,923	1			
K	-0,631	0,980	0,939	0,046	0,355	0,905	0,935	0,937	1		
Alcal.	-0,647	0,911	0,830	-0,219	0,145	0,886	0,929	0,898	0,901	1	
Maré	0,415	-0,351	-0,283	0,276	-0,646	-0,318	-0,234	-0,159	-0,341	-0,275	1

Tabela 4.21- Matriz de correlação dos principais parâmetros traçadores de chorume na época de seca no ponto de amostragem PA-3

	pH	Cond.	Cl	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Ca	Na	Mg	K	Alcal.	maré
pH	1										
Cond.	0,513	1									
Cl	-0,549	0,016	1								
NO ₃	-0,234	0,048	0,372	1							
NH ₄	0,869	0,544	-0,538	-0,227	1						
Ca	-0,535	-0,382	-0,025	-0,276	-0,419	1					
Na	0,263	0,646	0,042	-0,296	0,089	-0,005	1				
Mg	-0,671	-0,621	0,093	-0,140	-0,718	0,789	-0,228	1			
K	-0,118	-0,157	-0,374	-0,613	-0,102	0,822	0,148	0,632	1		
Alcal.	-0,173	0,182	0,771	0,013	-0,233	-0,003	0,079	0,115	-0,033	1	
maré	0,879	0,244	-0,874	-0,340	0,768	-0,295	0,112	-0,424	0,148	-0,521	1

Tabela 4.22- Matriz de correlação dos principais parâmetros traçadores de chorume na época de chuva no ponto de amostragem PA-4

	pH	Cond.	Cl	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Ca	Na	Mg	K	Alcal.	maré
pH	1										
Cond.	-0,056	1									
Cl	0,017	0,981	1								
NO ₃	-0,067	0,739	0,773	1							
NH ₄	0,419	0,799	0,845	0,724	1						
Ca	-0,011	0,910	0,859	0,616	0,760	1					
Na	0,070	0,830	0,740	0,414	0,659	0,923	1				
Mg	-0,020	0,984	0,962	0,697	0,808	0,950	0,843	1			
K	0,090	0,892	0,871	0,591	0,824	0,956	0,832	0,953	1		
Alcal.	-0,072	0,928	0,937	0,700	0,798	0,756	0,647	0,905	0,811	1	
maré	-0,173	-0,638	-0,575	-0,563	-0,707	-0,836	-0,752	-0,719	-0,832	-0,498	1

Tabela 4.23- Matriz de correlação dos principais parâmetros traçadores de chorume na época de seca no ponto de amostragem PA-4

	pH	Cond.	Cl	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Ca	Na	Mg	K	Alca	maré
pH	1										
Cond.	-0,270	1									
Cl	0,241	0,0564	1								
NO ₃	-0,523	0,7919	-0,497	1							
NH ₄	-0,154	0,6207	-0,301	0,696	1						
Ca	0,200	0,2619	-0,019	0,144	0,718	1					
Na	-0,055	0,3825	0,800	-0,122	0,044	0,059	1				
Mg	-0,161	0,9285	0,135	0,645	0,714	0,441	0,5048	1			
K	-0,043	0,6220	-0,393	0,702	0,939	0,769	-0,1395	0,662	1		
Alca	-0,200	0,7487	-0,376	0,809	0,932	0,678	-0,0294	0,759	0,973	1	
Maré	0,199	-0,5039	0,659	-0,792	-0,542	-0,291	0,5498	-0,306	-0,734	-0,743	1

Entre os parâmetros estudados, o nitrato mostrou comportamento um tanto anômalo nos diferentes pontos de controle. No ponto mais próximo do depósito de resíduos sólidos, na época de chuva, o coeficiente de correlação entre a maré e o nitrato foi de 0,055 e com a amônia de -0,71, mostrando uma relação completamente aleatória entre a maré e o nitrato e uma boa correlação negativa entre a maré com a amônia. Já no ponto mais afastado do depósito de resíduos sólidos PA-4, na mesma época sazonal, o nitrato e a maré mostraram um coeficiente de correlação de -0,56 e de -0,52 entre a maré e a amônia, ou seja, uma relação de colinearidade inversa para os dois casos.

Esse comportamento diferente, mostrado pelo nitrato e pela amônia, nos pontos PA-2 e PA-4, estaria indicando que na medida que os fluxos vão saindo na direção do rio Guamá a amônia vai experimentando oxidação gradativa originando a forma mais estável do ciclo do nitrogênio, que é precisamente o nitrato (Esteves, 1988).

Na época de seca, o nitrato apresentou valores do coeficiente de correlação com a maré de -0,84 e -0,79 nos pontos PA-2 e PA-4 respectivamente, e de -0,527 e -0,54 entre a amônia e a maré nos pontos PA-2 e PA-4 respectivamente, mostrando diferença com o observado na época de chuva. Na época de seca os fluxos do efluente são menores, as condições possivelmente tornam-se menos redutoras, favorecendo a transformação da amônia em nitrato.

Foi realizada a análise multivariada, mediante a técnica de componentes principais para os diferentes parâmetros nos pontos de controle PA-2, PA-3 e PA-4, na época de seca e de chuva. Os resultados mostram que o primeiro componente nos pontos PA-2 e PA-4 indica que o comportamento da maré apresentou o maior valor ponderado, sendo esta a variável que explicou quase na sua totalidade a agregação dos dados. Na época de chuva, no primeiro componente principal, a maré, com peso ponderado de 0,243, explicou 73,8% da agregação

dos dados (a segunda variável foi o nitrato com peso de $-0,19$), no mesmo ponto na época de seca, no primeiro componente, a maré, com peso ponderado de $0,338$, explicou $72,8\%$ da agregação dos dados. Os maiores pesos ponderados do primeiro componente principal no ponto PA-4 foram da maré, que explicou $73,5$ e $54,5\%$ da agregação dos dados na época de seca e de chuva respectivamente (Tabela 4.24 e 4.25). O fato de a maré explicar majoritariamente a agregação dos dados evidencia uma vez mais que o deslocamento de chorume é o fator principal das diferenças apresentadas na concentração dos vários parâmetros estudados, como já tinha sido observado nos valores do coeficiente de correlação.

Tabela 4.24- Primeiro e segundo componente principal nos pontos de amostragem PA-2 e PA-4 na época de seca e de chuva

Variável	PA-2 – CHUVA		PA-2 – SECA		PA-3 – CHUVA		PA-3 – SECA	
	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2
pH	-0,273	0,302	0,113	0,614	0,280	0,055	0,447	-0,034
Condutividade	-0,347	-0,095	-0,347	-0,006	-0,366	0,020	0,247	0,202
Cl	-0,338	0,025	-0,330	0,156	-0,344	0,068	-0,291	0,428
NO ₃	-0,193	-0,536	-0,312	-0,317	0,004	-0,281	-0,048	0,391
NH ₄	-0,216	0,545	-0,219	0,502	-0,118	0,647	0,430	-0,054
Ca	-0,347	0,019	-0,335	-0,100	-0,354	-0,123	-0,305	-0,374
Na	-0,346	-0,012	-0,241	-0,414	-0,361	-0,153	-0,077	0,018
Mg	-0,330	-0,219	-0,338	0,118	-0,352	-0,171	-0,381	-0,287
K	-0,347	-0,091	-0,318	0,216	-0,366	-0,012	-0,142	-0,500
Alcalinidade	-0,281	-0,267	-0,334	0,057	-0,348	-0,073	-0,189	0,271
Maré	0,243	-0,432	0,338	-0,043	0,147	-0,649	0,409	-0,270
Explicação	0,738	0,887	0,728	0,854	0,653	0,795	0,402	0,664

PC1= primeiro componente

Tabela 4.25- Primeiro e segundo componente principal no ponto de controle PA-4 na época de seca e de Chuva .

Variável	PA-4 CHUVA		PA-4-SECA	
	PC1	PC2	PC1	PC2
pH	-0,008	0,884	0,079	-0,280
Condutividade	-0,342	-0,114	-0,320	-0,250
Cl	-0,336	-0,055	0,164	-0,532
NO ₃	-0,266	-0,078	-0,356	0,116
NH ₄	-0,307	0,345	-0,375	-0,074
Ca	-0,329	-0,123	-0,283	-0,157
Na	-0,299	-0,010	0,060	-0,570
Mg	-0,347	-0,055	-0,311	-0,350
K	-0,336	0,038	-0,391	-0,013
Alcalinidade	-0,313	-0,129	-0,405	-0,029
Maré	0,275	-0,202	0,319	-0,290

Tabela 4.26- Regressão linear, exponencial, logarítmica e geométrica do comportamento dos principais parâmetros traçadores de chorume nos pontos de controle PA-4 do rio Aurá

v. dependente	Tipo	R ²	g-l	F	Sigf	b0	b1	b2	B3
pH	LIN	0,729	7	18,84	0,003	6,53	-0,003		
pH	LOG	0,246	7	2,29	0,174	6,68	-0,131		
pH	QUA	0,817	6	13,39	0,006	6,32	0,001	-1,E-05	
pH	CUB	0,841	5	8,84	0,019	6,25	0,005	-5.E-05	8.E-08
pbH	EXP	0,745	7	20,43	0,003	6,54	-0,001		
COND_PA-2	LIN	0,906	7	67,72	0	101,68	-0,224		
COND_PA-2	LOG	0,479	7	6,43	0,039	125,74	-13,157		
COND_PA-2	QUA	0,944	6	50,44	0	92,00	-0,039	-5.E-04	
COND_PA-2	CUB	0,944	5	28,08	0,001	92,36	-0,059	-4.E-04	-4.E-07
COND_PA-2	EXP	0,845	7	38,28	0	118,05	-0,004		
COND_PA4	LIN	0,203	7	1,78	0,224	46,88	-0,034		
COND_PA4	LOG	0,254	7	2,38	0,167	54,80	-2,968		
COND_PA4	QUA	0,533	6	3,43	0,102	52,24	-0,218	6,E-04	
COND_PA4	CUB	0,621	5	2,73	0,154	48,89	0,005	-1.E-03	4.E-06
COND_PA4	EXP	0,184	7	1,58	0,249	46,11	-0,001		
CI_PA_2	LIN	0,857	7	41,89	0	14,48	-0,030		
CI_PA_2	LOG	0,497	7	6,91	0,034	18,05	-1,829		
CI_PA_2	QUA	0,863	6	18,92	0,003	13,94	-0,019	-3,E-05	
CI_PA_2	CUB	0,865	5	10,72	0,013	13,71	-0,007	-1,E-04	2,E-07
CI_PA_2	EXP	0,876	7	49,61	0	15,81	-0,004		
CI_PA_4	LIN	0,492	7	6,79	0,035	4,95	0,009		
CI_PA_4	LOG	0,065	7	0,49	0,507	5,20	0,269		
CI_PA_4	QUA	0,954	6	62,21	0	6,83	-0,027	1,E-04	
CI_PA_4	CUB	0,968	5	51,13	0	6,60	-0,014	-1,E-05	2,E-07
CI_PA_4	EXP	0,468	7	6,15	0,042	5,11	0,001		
NO3_PA_2	LIN	0,751	7	21,16	0,002	44,95	-0,106		
NO3_PA_2	LOG	0,425	7	5,16	0,057	56,85	-6,218		
NO3_PA_2	QUA	0,88	6	22,05	0,002	39,52	0,079	-6,E-04	
NO3_PA_2	CUB	0,893	5	13,96	0,007	37,42	0,218	-2,E-03	3,E-06
NO3_PA_2	EXP	0,724	7	18,36	0,004	49,83	-0,005		
NH4_PA_2	LIN	0,615	7	11,16	12	0,28	0,544	-8,E-02	
NH4_PA_2	LOG	0,587	7	9,97	0,016	43,22	-6,002		
NH4_PA_2	QUA	0,616	6	4,81	0,057	29,03	-0,096	6,E-05	
NH4_PA_2	CUB	0,701	5	3,91	0,088	33,42	-0,387	3,E-03	-6,E-06
NH4_PA_2	EXP	0,719	7	17,88	0,004	30,49	-0,006		
Ca_PA_2	LIN	0,541	7	8,25	0,024	2,54	-0,004		
Ca_PA_2	LOG	0,539	7	8,17	0,024	3,34	-0,324		
Ca_PA_2	QUA	0,542	6	3,55	0,096	2,56	-0,005	3,E-06	
Ca_PA_2	CUB	0,636	5	2,91	0,14	2,82	-0,022	2,E-04	-3,E-07
Ca_PA_2	EXP	0,527	7	7,81	0,027	2,59	-0,003		
Na_PA_2	LIN	0,92	7	80,39	0	6,90	-0,015		
Na_PA_2	LOG	0,454	7	5,83	0,047	8,36	-0,843		
Na_PA_2	QUA	0,963	6	78,05	0	6,22	-0,002	0,000	
Na_PA_2	CUB	0,972	5	57,17	0	6,00	0,010	0,000	2,E-07
Na_PA_2	EXP	0,909	7	69,96	0	7,82	-0,004		

Nota: valores em negrito e itálico são as regressões que melhor explicaram o comportamento do parâmetro

No ponto de controle PA-3, os resultados multivariados, mediante a técnica de componentes principais, mostrou no primeiro componente (época de chuva e de seca), a maré como a segunda variável depois do pH, explicando 65,3% e 40,2% da agregação dos dados respectivamente. O fato da maré ser a segunda variável no primeiro componente, evidencia que no ponto de controle PA-3, possivelmente existem fatores externos que estão influenciando o comportamento dos diferentes parâmetros, tais como a existência de moradias no transcurso do igarapé, ou que simplesmente o deslocamento dos fluxos superficiais do chorume atinge com menor intensidade este corpo d'água (Tabela 4.24).

Visando representar o comportamento da maioria dos parâmetros traçadores com o comportamento da maré, foram realizados testes de regressões visando encontrar uma expressão ou equação matemática que represente ou modele esse comportamento. Nesse sentido, foram realizadas regressões lineares, logarítmica, quadrática, cúbica e exponencial utilizando o programa estatístico SPSS versão 10.0 (Tabela 4.26).

Os resultados das diferentes regressões mostram que o pH, a condutividade elétrica, nitrato e o sódio, com valores do coeficiente de determinação R^2 (coeficiente de explicação) de 84,1, 94,4, 89,3 e de 97,2% respectivamente, são explicados pela regressão cúbica (Tabela 4.25). O comportamento da condutividade elétrica também estaria sendo explicado pela regressão quadrática em 94,4%. Com valores de R^2 igual 87,6%, o comportamento do cloreto estaria sendo explicado pela regressão exponencial (Figuras 4.26 a 4.31).

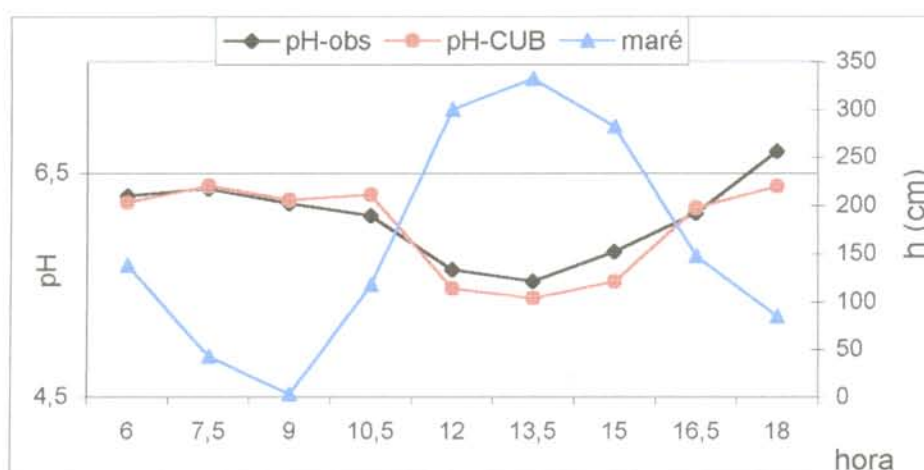


Figura 4.36- Comportamento observado e modelado (regressão cúbica) do pH em Função da altura da maré, no ponto de controle PA-2.

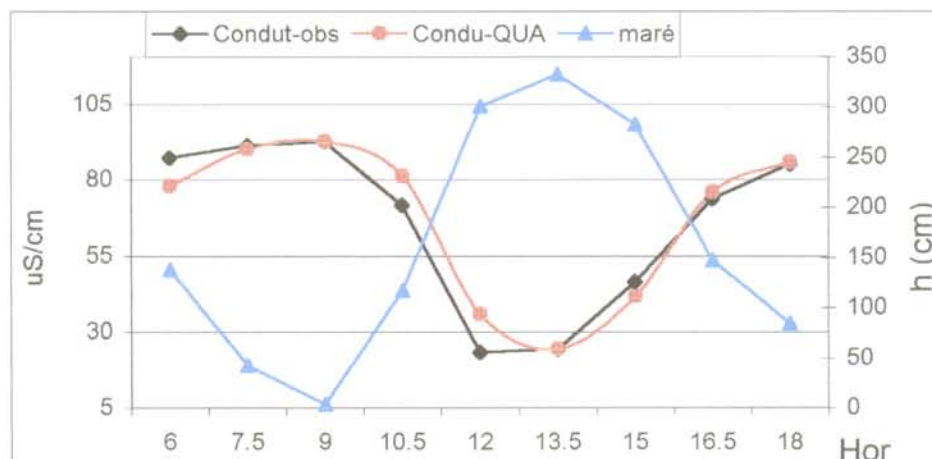


Figura 4.37- Comportamento observado e modelado (regressão quadrática) da condutividade elétrica função da altura da maré, no ponto de controle PA-2.

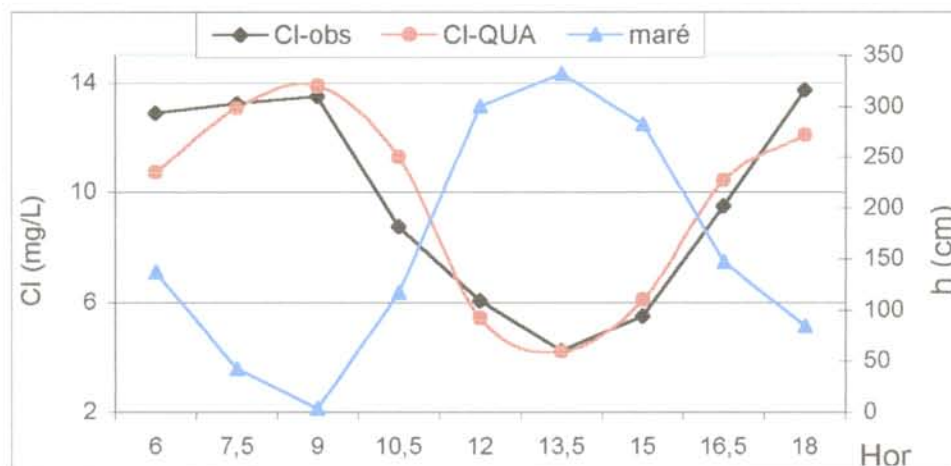


Figura 4.38- Comportamento observado e modelado do cloreto função da Altura da maré, no ponto de controle PA-2.

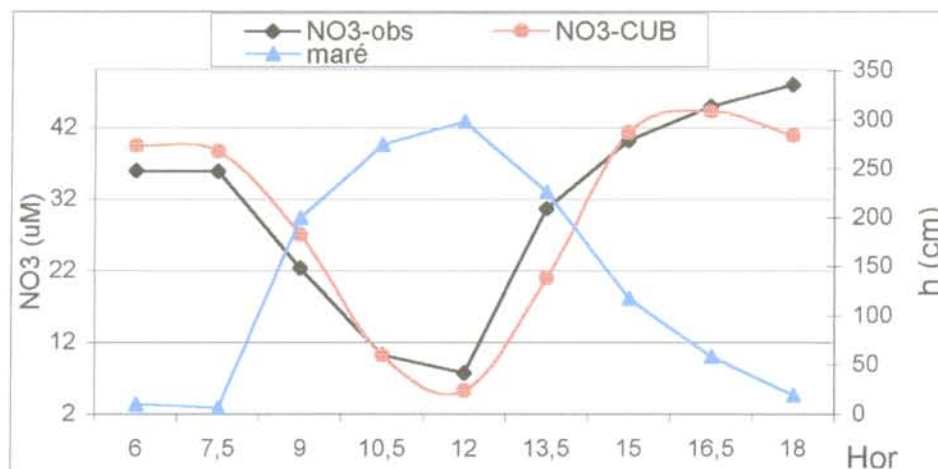


Figura 4.39- Comportamento observado e modelado do nitrato (regressão cúbica) em função da Altura da maré, no ponto de controle PA-2.

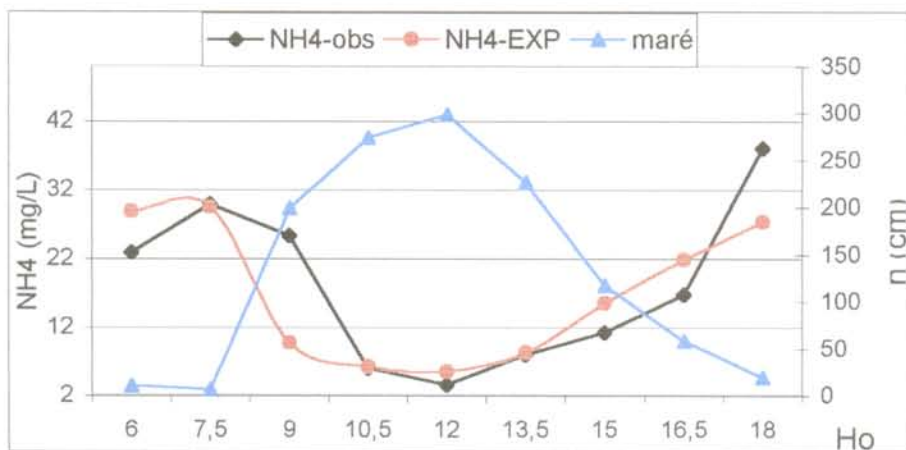


Figura 4.40- Comportamento observado e modelado da amônia (regressão exponencial) em função da Altura da maré, no ponto de controle PA-2.

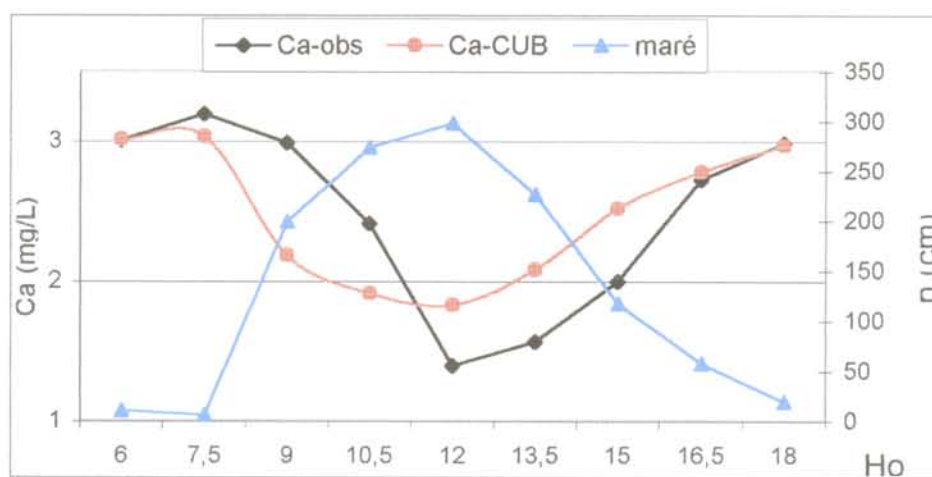


Figura 4.41- Comportamento observado e modelado do cálcio (regressão cúbica) em função da altura da maré, no ponto de controle PA-2.

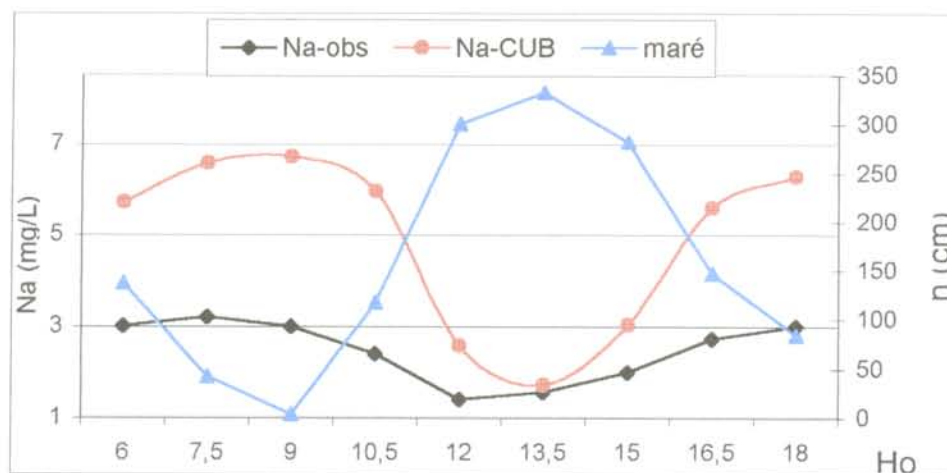


Figura 4.42- Comportamento observado e modelado do cálcio (regressão cúbica) em função da altura da maré, no ponto de controle PA-2.

Não obstante o comportamento observado no ponto de controle PA-2, anomalias nos parâmetros traçadores de chorume foram registrados no ponto de controle PA-4, nas campanhas de amostragem realizadas na época de seca. Nesse ponto de controle localizado aproximadamente a 400 metros da desembocadura do rio Aurá no rio Guamá, foram registradas anomalias nos parâmetros traçadores de chorume no ponto máximo da enchente, momento em que ocorre a maior entrada de água do rio Guamá. Estudos de Cordeiro (1987); Pinheiro (1987) e Nascimento (1995) indicam que na época de seca a baía de Guajará apresenta aumentos significativos nos valores da condutividade elétrica, causados pela maior carga iônica, e que causam as anomalias detectadas no máximo da enchente no ponto PA-4. Esse comportamento anômalo, que só foi percebido no ponto PA-4 na época de seca, não foi detectado nos pontos de controle PA-2 e PA-3, possivelmente por esses pontos estarem mais afastados do rio Guamá. Algumas das anomalias no comportamento dos traçadores podem ser observadas nas Figuras 4.43 e 4.44.

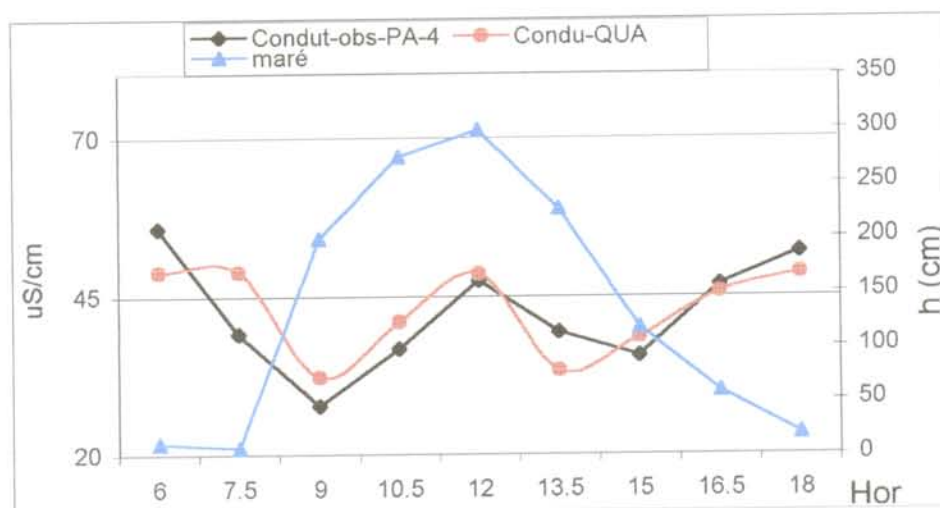


Figura 4.43- Comportamento observado e modelado (regressão quadrática) da condutividade elétrica em função da altura da maré, no ponto de controle PA-4.

4.5.3- Comportamento dos diferentes parâmetros traçadores de chorume nos pontos de controle PA-1, PA-5

O ponto de amostragem PA-1, localizado na nascente do rio Aurá à montante do depósito de resíduos sólidos, foi considerado como ponto representativo das características geoquímicas iniciais das águas superficiais da área (*background*). Os baixos valores de condutividade elétrica (média de 18,25 $\mu\text{S/cm}$) registrada nesse ponto, mostram que os recursos hídricos superficiais da área apresentam baixo conteúdo de íons dissolvidos, o que explica o baixo conteúdo de cálcio 4,05 mg/L, de potássio (0,6 mg/L), de magnésio (0,12

mg/L), de cloreto (4,05 mg/L), da alcalinidade (5,0 mg CaCO₃/L), de nitrato (1,0 µM) e da amônia (0,06 mg/L) (Tabela 4.27). Esses baixos valores estão de acordo com os valores obtidos em condições semelhantes, e em águas não poluídas, na região metropolitana de Belém (Pará, 1995)

Tabela 4.27- Valores da média dos diferentes parâmetros estudados no ponto PA-1 (fevereiro de 2001 e outubro de 2001)

Hora	pH	Cond. µS/cm	Cl- (mg/L)	Alcalinidade (mg CO ₃ ²⁻ /L)	NH ₄ ⁺ mg/L	NO ₃ ⁻ µM	Ca Total Mg/l	Mg Total mg/l	Na Total Mg/l	K Total mg/l
PA-1(chuva)	5,70	15,10	2,10	7,00	0,02	1,50	0,15	0,12	1,70	0,50
PA-1 (seca)	4,94	21,40	6,00	3,00	0,09	0,50	0,25	0,12	2,50	0,70
Média	5,32	18,25	4,05	5,00	0,06	1,00	0,20	0,12	2,10	0,60
Des. Padrão	0,54	4,45	2,76	2,83	0,05	0,71	0,07	0,00	0,57	0,14

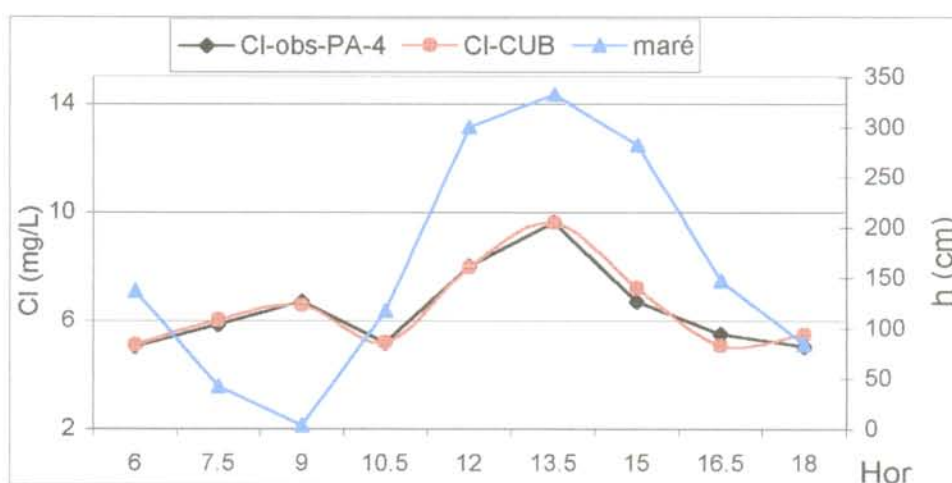


Figura 4.44- Comportamento observado e modelado do cloreto em função da altura da maré, no ponto de controle PA-4.

Os dados quantitativos dos diferentes parâmetros no ponto PA-1, foram bem menores que os valores mais elevados registrados na baixa-mar e na preamar nos pontos de controle PA-2, PA-3 e PA-4. Os baixos valores nos diferentes parâmetros são indicativos de que as águas superficiais da área apresentam forte influência da água de chuva e que o ambiente local está fortemente lixiviado, característica comum de ambientes tropicais (Lenz & Amaral, 1984 e Drever, 1982).

Variações significativas foram observadas entre os máximos valores apresentados no ponto de controle PA-2, tanto na baixa-mar como na preamar e o ponto considerado como *background*. Na baixa-mar no ponto PA-2, foram medidos valores de 90,7 µS/cm, valor que corresponde a 6 vezes o valor de 15,1 µS/cm, registrado no ponto PA-1. Da mesma forma os

valores mais elevados registrados no ponto PA-2, comparados com o valor do ponto PA-1 mostram o cloreto 6,4 vezes mais concentrado, a alcalinidade 2,8 vezes, o nitrito 16,2 vezes maior, o Ca 18 vezes mais concentrado, a amônia 2550 vezes mais concentrada, etc. (Tabela 4.28 e Figuras 4.35 e 4.36).

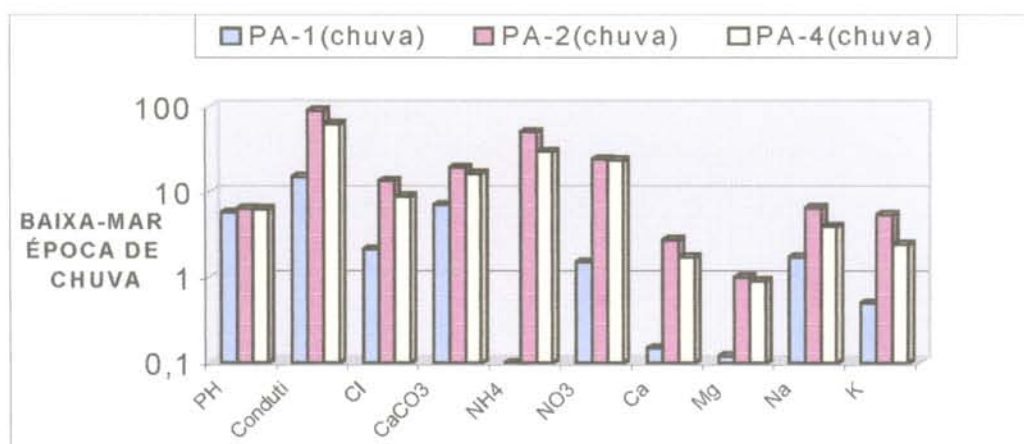


Figura 4.45- Comparação dos valores dos diferentes parâmetros estudados no ponto PA-1 com os maiores valores apresentados na baixa-mar nos pontos de controle PA-2 e PA-4 na época de chuva

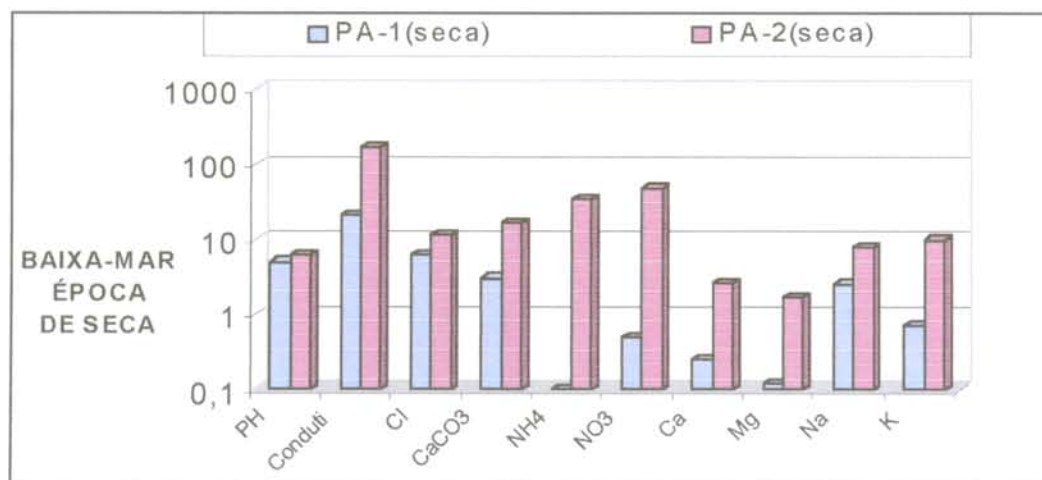


Figura 4.46- Comparação dos valores dos diferentes parâmetros estudados no ponto PA-1 com os maiores valores apresentados na baixa-mar nos pontos de controle PA-2 e PA-4 na época de seca

Em geral pode-se observar na Tabela 4.27, que os valores máximos registrados na preamar e baixa-mar do ponto PA-2, sempre foram bem superiores aos registrados no ponto PA-1, fato que evidencia transformações na qualidade ambiental dos recursos hídricos quando passam pela área de abrangências do depósito de resíduos sólidos. Os valores máximos

registrados na preamar (máxima influência do rio Guamá) no ponto PA-2 tanto na época de seca como na época de chuva, mostraram menores diferenças com os registrados no ponto PA-1, e, em alguns desses parâmetros como a condutividade elétrica, cloreto, alcalinidade, sódio e potássio, os valores não mostraram diferenças significativas. Isso significa que no máximo da enchente, as características dos recursos hídricos da microbacia do rio Aurá e do rio Guamá, apresentam as mesmas características geoquímicas, sendo a localização dos recursos hídricos o responsável pelas mudanças nas características ambientais destes recursos na área.

Tabela 4.28- Valores da média dos diferentes parâmetros estudados no ponto PA-1 (fevereiro de 2001 e outubro de 2001)

	B-mar	Preamar	B-mar	Preamar	B-mar	Preamar	B-mar	Preamar	B-mar	Preamar
	Chuva	Seca	Chuva	Chuva	Seca	Seca	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA
	PA-1	PA-1	PA-2	PA-2	PA-2	PA-2	PA-2/PA-1	PA-2/PA-1	PA-2/PA-1	PA-2/PA-1
pH	5,70	4,94	6,40	5,50	6,10	5,90	1,1	0,96	1,23	1,19
Cond.	15,10	21,40	90,70	22,90	174,00	28,00	6,0	1,52	8,13	1,31
Cl	2,10	6,00	13,50	4,20	11,40	5,80	6,4	2,00	1,90	0,97
Alcal.	7,00	3,00	19,50	6,40	16,00	5,00	2,8	0,91	5,33	1,67
NH ₄	0,02	0,09	51,00	4,90	33,80	11,00	2550,0	245,00	375,56	122,22
NO ₃	1,50	0,50	24,30	12,70	48,00	7,80	16,2	8,47	96,00	15,60
Ca	0,15	0,25	2,70	1,10	2,60	0,80	18,0	7,33	10,40	3,20
Mg	0,12	0,12	1,00	0,60	1,70	0,50	8,3	5,00	14,17	4,17
Na	1,70	2,50	6,50	1,80	7,90	2,80	3,8	1,06	3,16	1,12
K	0,50	0,70	5,40	0,70	9,70	2,10	10,8	1,40	13,86	3,00

Objetivando determinar em que magnitude o deslocamento superficial de chorume está alterando a qualidade ambiental dos recursos hídricos utilizados para o abastecimento de parte da população de Belém, foram realizadas duas coletas no ponto de captação onde foram quantificados os parâmetros traçadores de chorume.

Ao igual que nos pontos de controle (PA-2, PA-3 e PA-4), o comportamento dos parâmetros em relação à maré, será o critério para definir se a qualidade ambiental dos recursos hídricos nesse ponto estão, ou, não alterados pelo deslocamento superficial de chorume. Com essa finalidade, e com os dados coletados na data de 10/2001, foi realizada a regressão linear, quadrática e cúbica, considerando a maré como variável independente e os parâmetros analisados como variáveis independentes (Tabela 4.29). Essas regressões tiveram a melhor resposta nos estudos realizados nos pontos de controle PA-2, PA-3 e PA-4.

Para todos os tipos de regressão o valor do coeficiente de correlação (R) foi positivo, situação esta contrária à apresentada nos pontos de controles de maré PA-2 e PA-4, onde a evidência da influência do deslocamento superficial do chorume estava dada pela relação inversa entre os parâmetros analisados e a maré.

Tabela 4.29- Regressões linear, logarítmica, quadrática e cúbica nos diferentes parâmetros analisados no ponto de controle PA-5 (10/2001)

Variável Depen/te	Tipo de Regressão	R ²	F	R	b0	b1	b2	B3
pH	LIN	0,009	0,06	0,095	6,3912	-0,0005		
pH	QUA	0,010	0,03	0,101	6,3709	0,0002	-2,E-06	
pH	CUB	0,059	0,11	0,243	6,2137	0,0107	-9,E-05	2,0E-07
Cond.	LIN	0,046	0,34	0,214	47,1215	0,0335		
Cond.	QUA	0,280	1,17	0,529	37,8139	0,3522	-0,0011	
Cond.	CUB	0,572	2,23	0,756	25,2216	1,1871	-0,0084	1,6E-05
Cl	LIN	0,102	0,80	0,319	12,0236	0,0091		
Cl	QUA	0,225	0,87	0,474	10,7954	0,0511	-0,0001	
Cl	CUB	0,638	2,94	0,799	8,0693	0,2319	-0,0017	3,5E-06
Alcal.	LIN	0,441	5,52	0,663	5,3925	-0,0036		
Alcal.	QUA	0,606	4,62	0,778	5,1234	0,0056	-3,E-05	
Alcal.	CUB	0,607	2,58	0,779	5,1433	0,0043	-2,E-05	-3,E-08
NH ₄ ⁺	LIN	0,038	0,28	0,195	0,1018	1,2E-05		
NH ₄ ⁺	QUA	0,107	0,36	0,326	0,0998	7,8E-05	-2,E-07	
NH ₄ ⁺	CUB	0,451	1,37	0,671	0,0945	0,0004	-3,E-06	6,7E-09
NO ₂ ⁻	LIN	0,038	0,28	0,195	0,1018	1,2E-05		
NO ₂ ⁻	QUA	0,107	0,36	0,326	0,0998	7,8E-05	-2,E-07	
NO ₂ ⁻	CUB	0,451	1,37	0,671	0,0945	0,0004	-3,E-06	6,7E-09
NO ₃ ⁻	LIN	0,133	1,07	0,364	0,6929	-0,0006		
NO ₃ ⁻	QUA	0,276	1,14	0,525	0,7710	-0,0033	9,3E-06	
NO ₃ ⁻	CUB	0,282	0,65	0,531	0,7902	-0,0046	2,0E-05	-2,E-08
Ca	LIN	0,159	1,33	0,398	0,7666	0,0020		
Ca	QUA	0,554	3,73	0,744	1,1523	-0,0112	4,6E-05	
Ca	CUB	0,818	7,50	0,904	1,5349	-0,0366	0,0003	-5,E-07
Mg	LIN	0,276	2,66	0,525	,6488	0,0023		
Mg	QUA	0,630	5,10	0,793	0,9669	-0,0086	3,8E-05	
Mg	CUB	0,842	8,86	0,917	1,2654	-0,0284	0,0002	-4,E-07
K	LIN	0,115	0,91	0,339	2,8233	0,0008		
K	QUA	0,378	1,82	0,614	2,9742	-0,0044	1,8E-05	
K	CUB	0,856	9,88	0,924	3,2211	-0,0207	0,0002	-3,E-07
Na	LIN	0,360	3,93	0,599	3,7457	0,0048		
Na	QUA	0,369	1,76	0,607	3,8428	0,0015	1,2E-05	
Na	CUB	0,517	1,79	0,719	3,3835	0,0319	-0,0003	5,8E-07

R² = coeficiente de determinação; R = coeficiente de correlação; F = valor de f calculado; LIN = regressão linear; LOG = regressão logarítmica; QUA = regressão quadrática; CUB= regressão cúbica

Além do coeficiente de correlação, o valor de F calculado para todas as regressões a um nível de confiança de 95% (excepção da regressão cúbica do K e alcalinidade, Mg e Ca; quadrática do Ca, Mg e da alcalinidade e linear da alcalinidade), foi menor que o F tabelado situando-se na faixa de aceitação da *hipótese nula H0* (valor dos coeficiente e igual a zero, ou seja, não existe regressão), e rejeitando a *hipótese alternativa H1* (valores dos coeficientes são diferentes de zero, ou seja, existe regressão). A ausência de regressão foi confirmada pelos

baixos valores do coeficiente de determinação (R^2) que em geral, e com as exceções já ditas, explicam menos de 20% da agregação dos dados.

Pode-se concluir, que segundo os resultados do coeficiente de correlação (R) positivos, e pouco significativos, entre os diferentes parâmetros traçadores de chorume e da maré, não pode-se afirmar que os recursos hídricos no ponto de captação possa estar atingidos pelo deslocamento de chorume oriundo do depósito de resíduos sólidos. Possivelmente o fator de diluição, transformação, bio-transformação e atenuação dos parâmetros traçadores de chorume possam estar influenciando a sua identificação (Testa, 1994 e Rhyner *et al.*, 1995).

4.6- INFLUÊNCIA DO DESLOCAMENTO SUBTERRÂNEO DO CHORUME E EFEITO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Foram realizadas quatro campanhas de amostragem nos oito poços de monitoramento, nas datas de Agosto de 1998, novembro de 1998, março de 1999 e novembro de 1999. A coleta realizada nas datas de março/99 e agosto/98 é consideradas como coletas da época de chuva, e as das datas de novembro de/98 e novembro/99 como amostras coletadas na época de seca.

As características geológicas da área junto com as baixas velocidades dos fluxos detectados (14,8 m/ano) e a existência desse aquífero regionalmente na área, permitem supor que as características geoquímicas das águas subterrâneas não devem apresentar mudanças significativas na área do depósito de resíduos sólidos. Isso significa que se não existe um agente externo que altere as características dos recursos hídricos subterrâneas, não se devem esperar diferenças importantes nos diferentes parâmetros estudados nas diferentes amostras de águas subterrâneas.

Com a intenção de encontrar semelhanças ou diferenças significativas nos diferentes parâmetros analisados, foi realizado o teste pareado de *Hotteling* nos resultados dos diferentes parâmetros analisados nas quatro campanhas de amostragem. Inicialmente pretendia-se pesquisar se, do ponto de vista estatístico, as amostras coletadas nos diferentes poços de monitoramento exibiam propriedades significativamente diferentes, ou, se pelo contrário, as amostras poderiam se considerar com amostras do mesmo aquífero. Nesse sentido foi aplicado o teste *Hotteling* à média dos resultados dos diferentes parâmetros analisados em cada poço de monitoramento independentemente. A hipótese nula H_0 considera que as amostras não apresentam comportamento significativamente diferente (amostras são iguais), e a hipótese alternativa H_1 , determina que as amostras são significativamente diferentes (Tabela 4.30).

Numa segunda instância pretende-se saber se os resultados dos diferentes parâmetros quantificados nas diferentes campanhas de amostragem realizadas na época de chuva e de seca, não apresentavam diferenças significativas, ou, se pelo contrário os resultados de cada campanha de amostragem comportavam-se de maneira diferente. Neste caso, a *hipótese nula* H_0 prediz que os resultados obtidos na época de chuva e de seca, não diferem significativamente, e a *hipótese alternativa* H_1 que prediz que as amostras coletadas na época de chuva e de seca diferem significativamente uma de outra, podendo-se considerar como amostras diferentes.

Os resultados do teste *Hotteling*, que compara independentemente os resultados em cada um dos poços de monitoramento, indica que, com exceção da amônia, os demais parâmetros analisados em cada poço nas quatro campanhas de amostragem comportam-se como amostras diferentes. A um nível de confiança de 95%, os valores do F calculado foram maiores que os valores do F tabelado, rejeitando a *hipótese nula* H_0 (amostras são iguais), e aceitando a *hipótese alternativa* H_1 (amostras são diferentes) (Tabela 4.30). A diferença significativa encontrada nos resultados de cada um dos poços da mostra, deve ser causada pelo deslocamento subterrâneo de chorume refletido nas diferenças existentes entre a média e desvio padrão dos diferentes parâmetros estudados (Figuras 4.47 a 4.53).

Tabela 4.30- Resultados do teste Hotteling nos diferentes parâmetros analisados nos poços diferentes nas quatro campanhas de amostragem

	pH	Cond.	Alc.Total	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Ca	Mg	Na	K
F calculado	65,71	418,38	15,01	36,05	4,01	14,67	37,83	83,93	36,62	18,61
F tabelado	9,12	9,12	9,12	9,12	9,12	9,12	9,12	9,12	9,12	9,12
Hipótese Aceita	H1	H1	H1	H1	Ho	H1	H1	H1	H1	H1
(p)	0	0,0441	0,02	0,00	0,14	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02

(p) Probabilidade

O teste *Hotteling* aplicado aos resultados obtidos nos diferentes parâmetros, considerando os valores quantitativos os resultados obtidos nas campanhas de amostragem de seca e da chuva, mostra que não existem diferenças significativas entre os resultados obtidos de uma campanha para outra, isto é, a concentração dos diferentes parâmetros no mesmo poço não muda significativamente de uma coleta para outra ou de uma estação sazonal para outra. Em todos os parâmetros, e a um nível de confiança de 95%, o valor do F calculado foi menor que o F tabelado aceitando a *hipótese nula* H_0 (amostras não apresentam diferenças significativas) e rejeitando a *hipótese alternativa* H_1 , (amostras apresentam diferenças significativas) (Tabela 4.31). Considerando as características geológicas e a baixa velocidade dos fluxos, esses resultados são compatíveis, evidenciando que o sistema hídrico subterrâneo

precisa de lapsos de tempo bem maiores para refletir mudanças na composição geoquímica ou na sua qualidade ambiental causadas por atividades de remediação ou pela presença de fontes de poluição natural ou antropogênica.

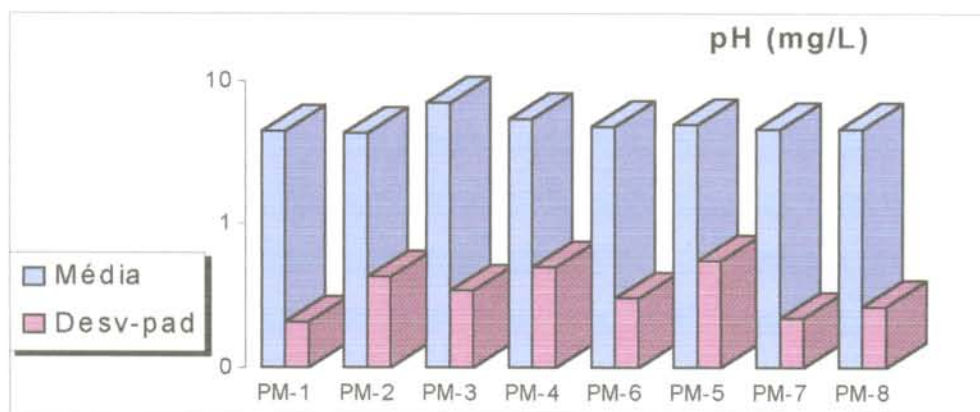


Figura 4.47- Média e desvio padrão do pH nas amostras dos poços de monitoramento da área de depósito de resíduos sólidos do Aurá.

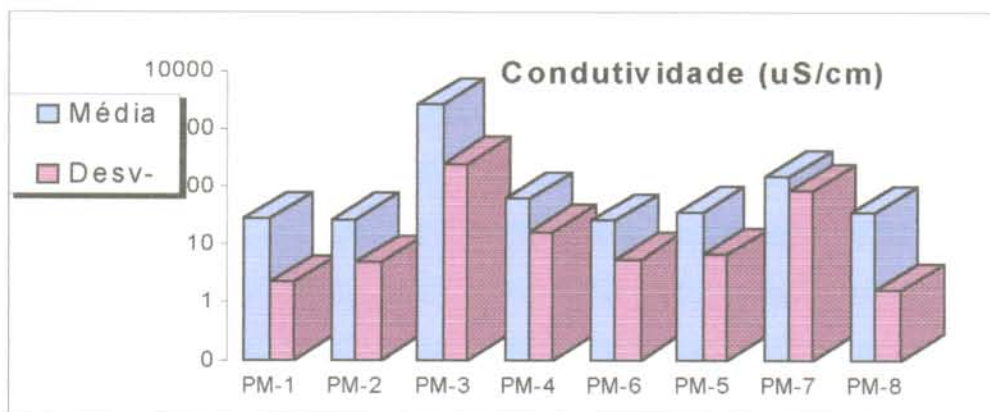


Figura 4.48- Média e desvio padrão da condutividade elétrica, nas amostras dos poços de monitoramento da área de depósito de resíduos sólidos do Aurá.

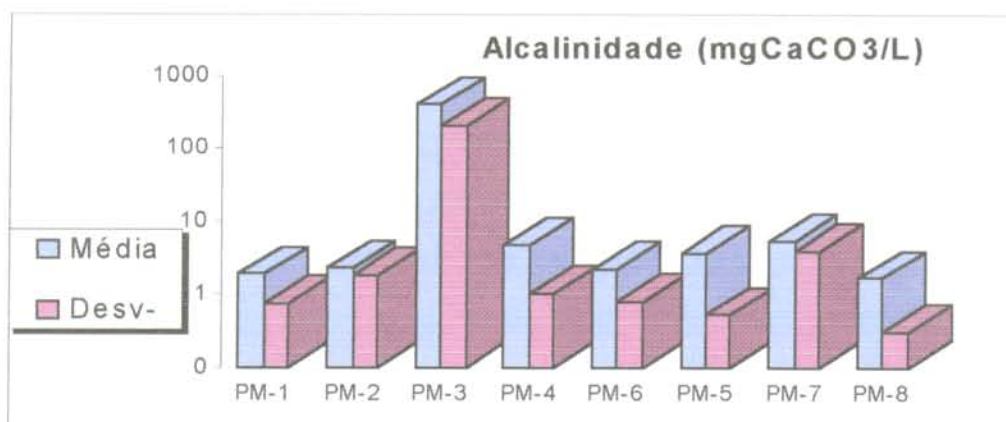


Figura 4.49- Média e desvio padrão da alcalinidade, nas amostras dos poços de monitoramento da área de depósito de resíduos sólidos do Aurá.

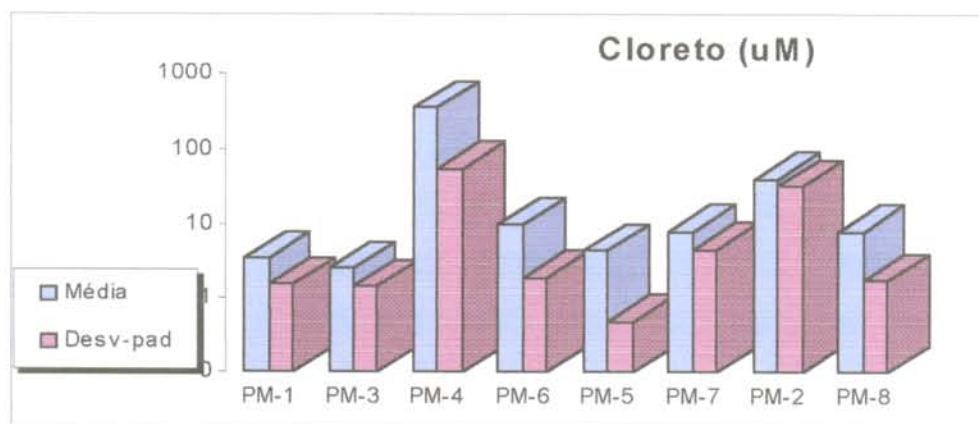
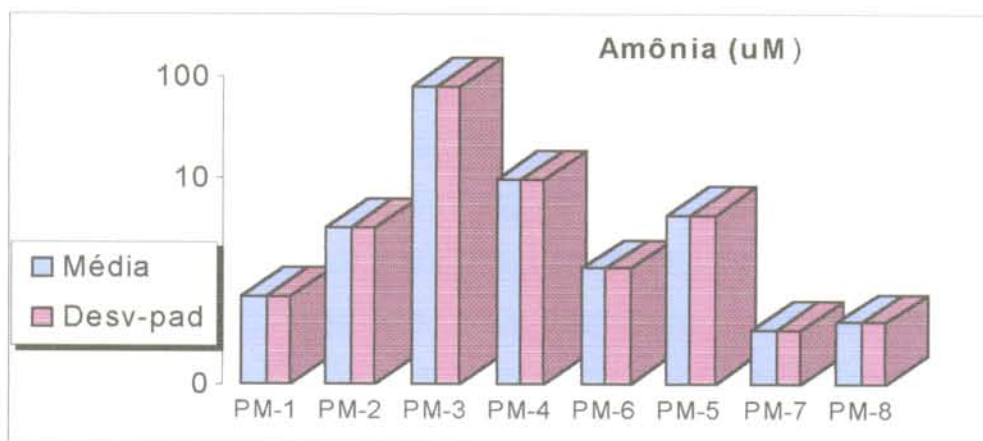
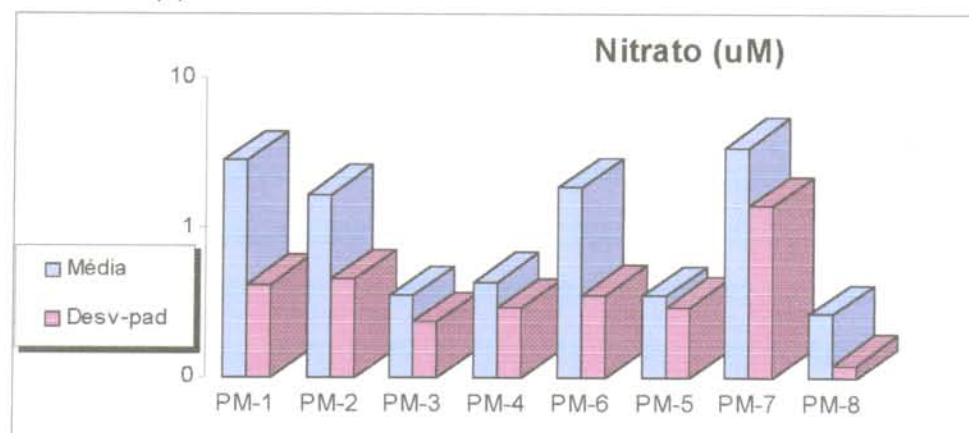


Figura 4.50- Média e desvio padrão da concentração de cloreto nas amostras dos poços de monitoramento da área do depósito de resíduos sólidos do Aurá.



(a)



(b)

Figura 4.51- Média e desvio padrão da concentração da (a) amônia e (b) nitrato nas amostras dos poços de monitoramento da área do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

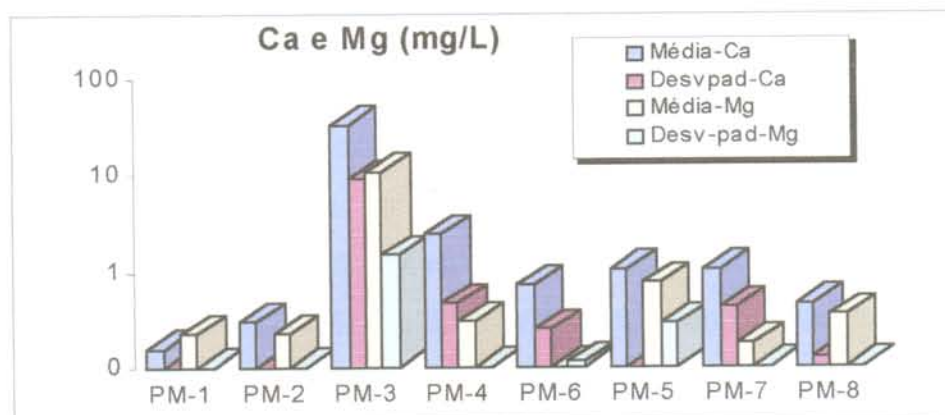


Figura 4.52- Média e desvio padrão da concentração de cálcio e magnésio nas amostras dos poços de monitoramento da área do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

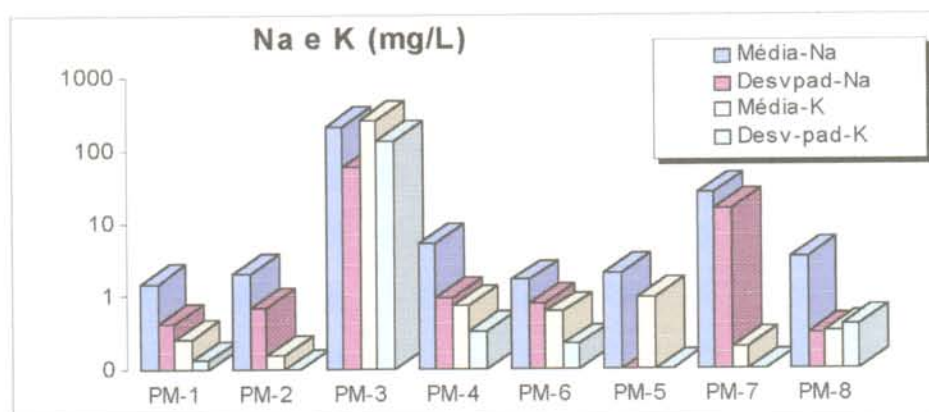


Figura 4.53- Média e desvio padrão da concentração de sódio e potássio nas amostras dos poços de monitoramento da área do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

Tabela 4.31- Resultados do teste Hotelling nos diferentes parâmetros analisados na época de chuva e na época de seca

	pH	Condut.	Alcali.	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Ca	Mg	Na	k	Cl
Média-chuva	5,23	347,8	5,5	1,6	32,6	5,5	1,6	25,4	40,1	55,5
Média-seca	4,93	372,08	5,0	1,3	16,4	4,3	1,6	36,1	23,8	52,5
F (calculado)	0,5	0,003	0,004	0,1912	0,3045	0,0426	0	0,0869	0,125	0,0024
F (tabelado)	2,15	2,15	2,15	2,15	2,15	2,15	2,15	2,15	2,15	2,15
Hipótese aceita	Ho	Ho	Ho	Ho	Ho	Ho	Ho	Ho	Ho	Ho
(p)	0,5	0,957	0,9513	0,6759	0,599	0,8429	0,9948	0,7775	0,7348	0,9624

As amostras coletadas nos poços de monitoramento PM-1, localizado à montante da área destinada ao depósito de resíduos sólidos foi considerado como *background* da área de estudo. Considerando os resultados do teste multivariado *Hotteling*, o qual mostrou que as maiores variações nos parâmetros analisados se apresentaram entre os poços, as amostras de águas subterrâneas coletadas foram divididas em dois grupos: o grupo de amostras coletadas nos poços de monitoramento PM-7, PM-3, PM-4 e PM-5, localizados à jusante do depósito de resíduos sólidos, atingidos pelo deslocamento dos resíduos sólidos, e o grupo de amostras coletadas nos poços de monitoramento PM-1, PM-2, PM-8 e PM-6 localizados à montante do depósito de resíduos ou fora de área de abrangência da pluma de contaminação do chorume.

Comparando a média dos principais parâmetros indicativos de chorume, pode-se observar que, com exceção do nitrato, o grupo de amostras considerada poluída mostrou os valores mais elevados. As baixas concentrações dos parâmetros analisados no grupo de amostras consideradas não poluídas (Tabela 4.32) mostram que os recursos hídricos subterrâneos da área apresentam forte influência da água de chuva e que o ambiente geológico encontra-se fortemente lixiviado com pouca presença de sólidos dissolvidos refletido em baixos valores da condutividade (29 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Tabela 4.31 e Figura 4.44).

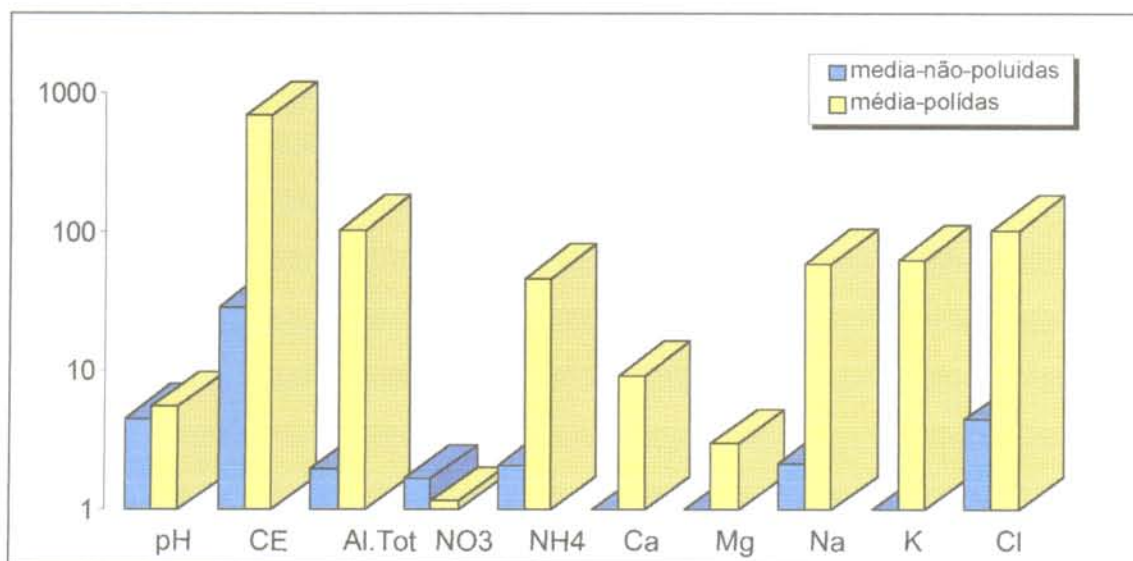


Figura 4.54- comparação da média dos principais parâmetros traçadores de chorume no grupo de amostras poluídas e não poluídas

Os resultados dos diferentes parâmetros estudados indicam que o grupo de amostras atingido pelo deslocamento de chorume mostrou em média os mais elevados valores; a condutividade elétrica, por exemplo, mostrou-se aproximadamente 23,6 vezes mais elevada nas

amostras poluídas que nas não poluídas, a alcalinidade total 51,8 vezes maior, a amônia 21,9 vezes mais concentrada, o cálcio 22,8 vezes, o magnésio 13,3 mais concentrado, o potássio 192 vezes mais elevado e o cloreto 23,05 vezes mais concentrado (Tabela 4.32).

Algumas variações já esperadas foram observadas, o potássio, cálcio e magnésio foram bem menores nas amostras de águas não poluídas (0,33, 0,41, e 0,23 mg/l respectivamente), deixando evidente que esses elementos são atenuados ao passar pelas camadas geológicas, principalmente por fenômenos de adsorção, precipitação e complexação (Tessier *et al.* 1979, 1982 e Salomons & Forstner, 1984)

O nitrato foi o único parâmetro que apresentou maiores concentrações no grupo de amostras não poluídas. Essas menores concentrações são causadas pelo ambiente altamente redutor na área próxima dos resíduos sólidos, ou nos poços que estão atingidos pelo deslocamento subterrâneo do chorume. Esse ambiente redutor explica também as elevadas concentrações da amônia encontradas nas amostras de água coletadas no grupo de poços atingidas pelo deslocamento de chorume. Resultados parecidos foram obtidos em estudos similares desenvolvidos por Sherly *et al.* (1994), Kjeldsen (1993) Parisot *et al.* (1985)

Tabela 4.32- Valores da média e desvio padrão dos principais parâmetros traçadores de chorume no grupo de amostras poluídas e não poluídas

	pH	C.E. μS/cm	Alc.Tot. mg CaCO ₃ /L	NO ₃ ⁻ μM	NH ₄ ⁺ μM	Ca mg/L	Mg mg/L	Na Mg/L	K mg/L	Cl mg/L
Media não poluídas	4,58	29,22	2,00	1,67	2,12	0,41	0,23	2,18	0,33	4,50
Média poluídas	5,55	690,76	103,45	1,15	46,71	9,31	2,99	59,89	63,67	103,62
Poluídas/não poluídas	1,21	23,64	51,81	0,69	21,99	22,85	13,31	27,54	192,21	23,01
Desv-padd. Poluídas	1,06	1218,7	197,87	1,55	75,53	15,64	5,18	98,45	126,05	170,50
Desv-pad. Não poluídas	0,17	4,60	0,27	1,06	0,90	0,24	0,10	0,88	0,19	2,30

A matriz de correlação gerada com os dados dos diferentes parâmetros analisados, sem considerar independentemente os grupos de amostras poluídas e não poluídas, nas épocas de seca e de chuva, mostram que existe uma forte relação de colinariade entre os diferentes parâmetros analisados (exceção do nitrato). Os elevados coeficientes de correlação indicam que o comportamento da concentração dos diferentes parâmetros mantém entre si uma relação diretamente proporcional, em especial os íons responsáveis pelo aumento da carga iônica, que explicaria os elevados coeficientes de correlação existentes entre a maioria dos íons com a condutividade elétrica (Tabela 4.33).

Tabela 4.33- Matriz de correlação entre os diferentes parâmetros analisados nas amostras de águas subterrânea na época de chuva e de seca

Época de seca									
	pH	C.E	Alcal.	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Ca	Mg	Na	K
pH	1								
C.E.	0,921	1							
Alcal.	0,924	0,998	1						
NO ₃ ⁻	-0,528	-0,315	-0,334	1					
NH ₄ ⁺	0,951	0,995	0,996	-0,384	1				
Ca	0,941	0,998	0,998	-0,344	0,999	1			
Mg	0,930	0,998	0,999	-0,361	0,997	0,997	1		
Na	0,912	0,998	0,996	-0,272	0,989	0,995	0,993	1	
K	0,922	0,999	0,997	-0,333	0,996	0,998	0,999	0,995	1

Época de seca									
	pH	C.E	Alcal.	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Ca	Mg	Na	K
pH	1								
C.E.	0,933	1							
Alcal.	0,931	0,999	1						
NO ₃ ⁻	-0,483	-0,317	-0,335	1					
NH ₄ ⁺	0,962	0,990	0,993	-0,415	1				
Ca	0,949	0,997	b	-0,367	0,997	1			
Mg	0,932	0,996	0,998	-0,370	0,994	0,998	1		
Na	0,927	0,998	0,994	-0,287	0,981	0,991	0,989	1	
K	0,930	0,998	1,000	-0,341	0,993	0,998	0,999	0,992	1

A análise estatística multivariada realizada mediante a técnica de componentes principais, mostra que nitrato com peso ponderado de 0,139 (época de chuva) e 0,142 (época de seca), no primeiro componente principal explica 89 e 89,2% agregação dos dados nas épocas de seca e de chuva respectivamente. Os demais parâmetros apresentam praticamente os mesmos valores ponderados no primeiro e segundo componente principal, indicando que com exceção do nitrato, não existe alguma variável em especial que explique a agregação dos dados (Tabela 4.34).

Tabela 4.34 - Valores da média e desvio padrão dos principais parâmetros traçadores de chorume no grupo de amostras poluídas e não poluídas

ÉPOCA DE CHUVA				ÉPOCA DE SECA			
Variável	PC1	PC1	PC3	Variável	PC1	PC2	PC3
pH	-0,338	0,165	-0,899	pH	-0,341	0,111	0,894
C.E.	-0,351	-0,100	0,154	C.E.	-0,351	-0,107	-0,123
Alcal.	-0,352	-0,080	0,190	Alcal.	-0,351	-0,087	-0,188
NO ₃ ⁻	0,139	-0,960	-0,225	NO ₃ ⁻	0,142	-0,968	0,175
NH ₄ ⁺	-0,353	-0,019	-0,027	NH ₄ ⁺	-0,352	0,010	0,076
Ca	-0,353	-0,066	-0,008	Ca	-0,352	-0,050	-0,031
Mg	-0,352	-0,048	0,174	Mg	-0,352	-0,046	-0,250
Na	-0,349	-0,146	0,090	Na	-0,349	-0,139	-0,069
K	-0,352	-0,081	0,204	K	-0,351	-0,081	-0,213
Explicação	0,890	0,991	0,999	Explicação	0,892	0,991	0,999

5- METAIS EM SEDIMENTOS E SOLOS

5.1- GENERALIDADES

Estudos de metais pesados realizados em águas, sedimentos em suspensão, sedimentos de fundo da baía de Guajará, do rio Guamá, no rio Aurá e em solos na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá, têm sido desenvolvidos utilizando resultados analíticos da concentração total. Com exceção de Nascimento (1995), esses trabalhos de pesquisa na área de metais pesados realizados por Cordeiro (1987), Pinheiro (1987), Mazzeo & Ramos (1989), Mazzeo (1991), Nascimento (1995), Nascimento & Fenzl (1996), Nascimento & Fenzl (1997), Oliveira (1997) e Guerra (2000) não consideraram a fração biodisponível para o sistema ecológico.

Um dos principais problemas, quando se trabalha com concentrações totais, é a quantificação e diferenciação dos aportes dos metais de fontes antropogênicas e fontes naturais. Nesse sentido, a literatura tem fornecido valores de *background*, tanto para amostras de solos como sedimentos, que permitem estimar os limites a partir dos quais podem-se diferenciar fontes antropogênicas de naturais. São reconhecidos valores de *background* típicos de ambientes não poluídos relatados por Turekian & Wedepohl (1961), *Environment Protection Agency* EPA (1977, 1998), Wedepohl (1978), Krauskopf (1980), Salomons & Forstner (1984), Irvin *et al.* (1988) e a *World Health Organisation- WHO* (1993).

Na avaliação dos resultados do presente trabalho são considerados os valores de *background* de Turekian & Wedepohl (1961), Banat *et al. apud* Forstner & Wittmann (1983), Salomons & Forstner (1984), Ure & Berow *apud* Salomons & Forstner (1984), Thomas (1987), e Forstner (1987). Além de trabalhar com os valores de *background* internacional, também foi considerada a fração potencialmente biodisponível obtida dos resultados da extração seqüencial de metais (especiação) em amostras de sedimentos e de solos. A metodologia de extração seqüencial, assim definida operacionalmente, apesar dos problemas de seletividade e de reprodutibilidade, é uma ferramenta importante na avaliação da fração biodisponível de metais no ambiente, sendo amplamente utilizada na avaliação da qualidade ambiental de sedimentos e solos (Tessier *et al.*, 1982; Badri & Aston, 1983; Meguellati, 1983; Salomons & Forstner, 1984; Kerstner *et al.*, 1986; Souza, 1986; Lacerda *et al.*, 1989; Pestana & Lacerda, 1989; Jordão *et al.*, 1990; Lacerda *et al.*, 1990; Tack & Verloo, 1993; Kerstner & Forstner, 1995; Nascimento, 1995; Kiratly & Ergin, 1996; Bodog *et al.*, 1996 e Piratoba Morales, 1997).

5.2- METAIS EM SEDIMENTOS DO RIO AURÁ

Duas campanhas de amostragem de sedimentos de fundo foram realizadas no sistema hídrico, na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá. Onze (11) amostras foram coletadas na época de chuva, no mês de março de 1999, e dezessete (17) amostras foram coletadas na época de seca no mês de outubro de 2001 (Figura 5.1). As amostras foram submetidas ao processo de extração seqüencial, seguindo a metodologia de Salomons & Förstner (1980). Essa metodologia consiste em atacar sequencialmente as amostras sólidas com reagentes químicos, de tal forma que os metais contidos na amostra sejam liberados gradualmente, utilizando para isso três ataques químicos de agressividade crescente. Foram quantificados nas amostras os metais associados às fases geoquímicas biodisponíveis (troçável, associados a carbonatos e aos óxidos de ferro e manganês), associados a matéria orgânica e associados com a fase residual ou litogênica.

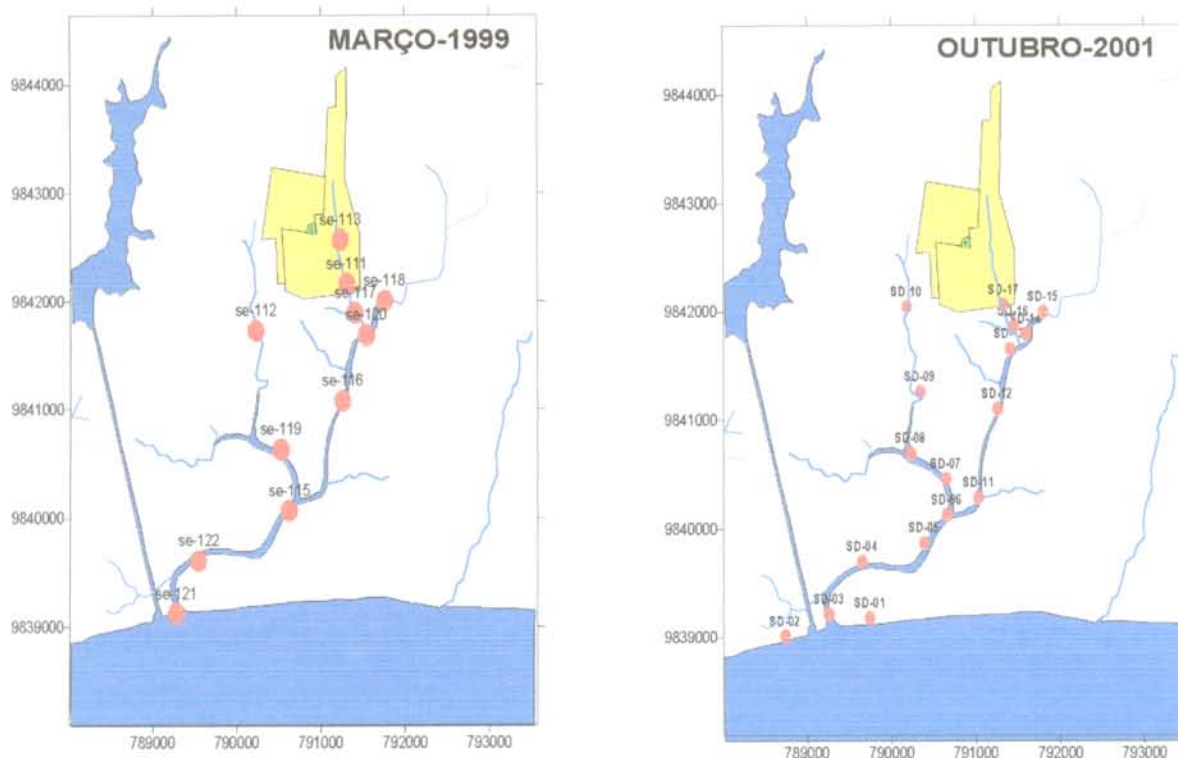


Figura 5.1- Localização dos pontos de amostragem de sedimentos nas épocas de seca e chuva, na área abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

Um comportamento diferente nos resultados foi observado nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas épocas de seca e chuva. Na fase geoquímica

biodisponível as maiores concentrações dos elementos se apresentaram no período de seca. Esse comportamento pode ser causado pela presença de material com grande capacidade de adsorção como o material argiloso, pela presença de óxidos de ferro e manganês que se associam com os metais mediante os fenômenos de precipitação e cooprecipitação (Forstner & Wittmann, 1983; Haque & Subramanian¹ *apud* Chakrapani & Subramanian, 1993).

Nas fases geoquímicas residual e orgânica as maiores concentrações apresentaram-se no período de chuva. Na fase residual, por exemplo, o cromo apresentou 83,3 mg/L na época de chuva e 57,8 mg/L na época de seca, o níquel passou de 31 mg/L na época de chuva para 22,5 mg/L na época de seca, o Zn mudou de 38,4 para 23,3 mg/L. (Tabela 5.2 e Figura 5.2).

Considerando-se que na época de chuva aumentam os fluxos do lixiviado de caráter redutor, os elementos em questão podem experimentar redução, passando para estados de oxidação menores (maior potencial iônico) e de maior mobilidade geoquímica distribuindo-se uniformemente no sistema hídrico. Esses elementos com menores estados de oxidação, possuem maior mobilidade geoquímica e associam-se com substâncias do meio que apresentem maior afinidade geoquímica, tais como o Cu e o Pb pela fase geoquímica orgânica (Masson & Moore, 1982).

As maiores concentrações encontradas na fase biodisponível na época de seca, podem ser causadas pelo aumento da concentração de íons em solução e pela diminuição dos fenômenos de diluição, originando um equilíbrio do sistema aquoso para os sedimentos de fundo, com predominância dos fenômenos de adsorção, quelação, precipitação e cooprecipitação, com o material argiloso, com os óxidos de ferro e manganês e com a matéria presente no sistema ecológico (Krauskopf, 1972; Stumm *et al.*, 1976) (Tabela 4.12 e Figura 5.2).

Apesar das diferenças em termos absolutos (em mg/L) da época de seca para a época de chuva, a distribuição percentual da concentração dos metais nas diferentes fases geoquímicas, não mostrou grandes diferenças com a sazonalidade. Tanto na época de seca e de chuva o Cd, Cr, Cu, Fe e Ni concentraram-se majoritariamente na fase residual, com valores percentuais de 62,1; 84,4; 73,5 e 78,9 %, respectivamente para a época de seca, e 66,9; 85,2; 73,7 e 79,9 % para a época de chuva respectivamente (Figura 5.3 e 5.4 e Tabela 5.2).

A observação detalhada dos resultados indicados na Tabela 5.2 e as Figura 5.3 e 5.4, evidenciam que os elementos que apresentaram menor mobilidade geoquímica (menor

¹ HAQUE, M.A. & SUBRAMANIAN, V. (1982). Cu en Zn pollution of soil environment. CRC Criet Ver Environ Control 00:13-90.

biodisponibilidade) foram o Cu, Cr e Ni. Esses elementos, nas duas épocas sazonais, mostraram mais de 73% da sua concentração na fase geoquímica residual. A pouca biodisponibilidade do Cu, Cr e Ni evidencia a predominância dos processos físicos sobre os químicos na acumulação dos metais nos sedimentos, supondo-se uma influência antrópica menor, uma vez que os elementos concentrados na fase residual não são biodisponíveis na condições naturais (Tessier *et al.*, 1979; Salomons & Forstner, 1980; Panda *et al.*, 1995).

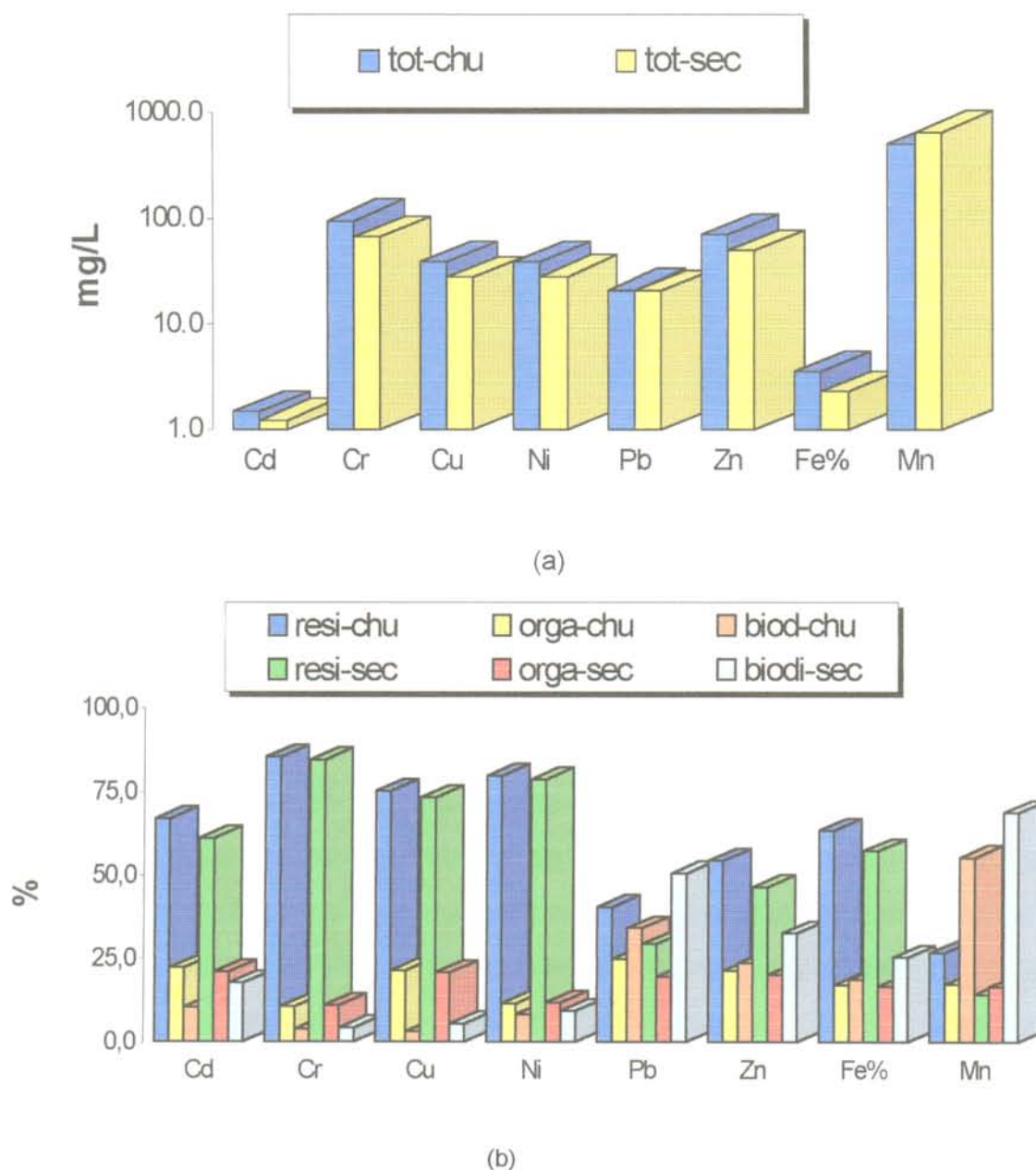


Figura 5.2- Comparação da (a) participação percentual e (b) concentração média dos metais nas amostras de sedimentos na fase residual, orgânica e biodisponível.

Tabela 5.1- Comparação dos valores percentuais da média da concentração dos metais nas épocas de seca e de chuva em mg/L.

	resi-chu	resi-sec	orga-chu	orga-sec	biodi-chu	biod-sec
Cd	66,9	62,1	24,2	21,8	9,0	16,1
Cr	85,1	84,4	11,0	11,2	4,0	4,4
Cu	73,7	73,5	22,7	20,8	3,5	5,6
Ni	79,9	78,9	11,5	11,7	8,6	9,4
Pb	40,5	28,1	25,2	19,9	34,3	52,0
Zn	52,1	46,2	22,4	20,4	25,4	33,4
Fe(%)	63,2	57,4	17,7	16,8	19,1	25,8
Mn	30,5	14,3	16,5	16,3	53,0	69,4

resi-sec = fase residual época de seca; orga-chu = fase orgânica na época de chuva

Tabela 5.2- Valores da média e desvio padrão da concentração dos metais nas amostras de sedimentos na área de abrangência do lixão do Aura.

Época de Chuva						
	Média-resi	Despad-resi	Média-orga	Despad-org	Média-biodi	Despad-bio
Cd	0,98	0,31	0,33	0,05	0,15	0,13
Cr	83,30	19,52	10,30	1,51	3,80	0,71
Cu	29,29	10,52	8,35	0,87	1,21	0,54
Ni	31,05	4,71	4,52	1,28	3,29	0,98
Pb	8,65	1,70	5,32	0,79	7,31	1,61
Zn	38,42	22,02	15,16	3,52	16,74	1,65
Fe%	2,30	0,61	0,62	0,14	0,68	0,09
Mn	137,10	22,44	88,53	48,95	283,06	137,17
Época de Seca						
x	média-res	Despad-resi	Média-orga	Despad-org	Média-biodi	Despad-bio
Cd	0,76	0,15	0,26	0,04	0,22	0,21
Cr	57,86	12,19	7,50	2,29	2,91	0,32
Cu	20,33	2,24	5,77	0,78	1,55	0,25
Ni	22,49	2,29	3,35	1,07	2,69	0,69
Pb	6,10	3,14	4,08	1,18	10,50	1,15
Zn	23,34	5,87	10,16	3,14	16,39	2,07
Fé-%	1,34	0,24	0,39	0,13	0,59	0,07
Mn	95,43	27,81	110,07	29,70	458,84	54,50

Ao contrário, a fase biodisponível, apresentou uma diferença significativa com a sazonalidade, mostrando uma participação percentual maior na época de seca que na época de chuva. Por exemplo, na época de chuva 9% do Cd encontrava-se na fase biodisponível mudando para 16,1% na época de seca, o Cu mudou de 3,5% na época de chuva para 4,6% na época de seca, o Pb mudou de 34,3% para 52%, Zn de 25,4 na época de chuva para 33,4% na época de seca, etc. (Tabela 5.3).

Alguns elementos mostraram um maior potencial de biodisponibilidade para o sistema ecológico, evidenciando maior influência antropogênica. Entre esses elementos, encontram-se

o Cd, Pb, Zn, Fe e Mn, que apresentaram menos que 70% na fase geoquímica residual, ressaltando o Pb com 40% na época de chuva e 28,1% na época de seca (60 e 67,9% é biodisponível respectivamente), o Zn com 52% na época de chuva e 46,2% na época de seca (48 e 65,8% biodisponível respectivamente) e o Mn com 30,5% na época de chuva e 14,3 % na época de seca, ou seja, 69,5% potencialmente biodisponível na época de chuva e 85,7% na época de seca. Neste tipo de situação os processos químicos predominam sobre os físicos na acumulação dos metais nos sedimentos, mobilizando-se no sentido água-sedimentos com possibilidade de serem liberados para ambiente por mudanças nas condições físico-químicas (Salomons & Forstner, 1980; Pestana & Lacerda, 1989) (Tabela 5.3)

Tabela 5.3-Valores percentuais da distribuição da concentração média dos metais nas amostras de sedimentos na área de abrangência do lixão do Aura na época de seca e de chuva

Época	Chuva	Chuva	Chuva	Total	Seca	Seca	Seca	Total
	%-resi	%-orga	%-biodi	100	%-resi	%-orga	%-biodi	100
Cd	66,9	24,2	9,0	100	62,1	21,8	16,1	100
Cr	85,1	11,0	4,0	100	84,4	11,2	4,4	100
Cu	73,7	22,7	3,5	100	73,5	20,8	5,6	100
Ni	79,9	11,5	8,6	100	78,9	11,7	9,4	100
Pb	40,5	25,2	34,3	100	28,1	19,9	52,0	100
Zn	52,1	22,4	25,4	100	46,2	20,4	33,4	100
Fe	63,2	17,7	19,1	100	57,4	16,8	25,8	100
Mn	30,5	16,5	53,0	100	14,3	16,3	69,4	100

Tanto na época de seca quanto na época de chuva, o chumbo mostrou uma grande participação percentual na fase geoquímica biodisponível, com valores de 52% e 34% respectivamente. O chumbo também mostrou participação importante na fase geoquímica orgânica, com valores percentuais de 20% na época de seca e 25,2% na época de chuva. Pode-se deduzir que 70% do chumbo na época de seca e 59,5% na época de chuva estão concentrados na fase potencialmente biodisponível (fase biodisponível e fase orgânica).

Na época de seca 63,8% do zinco estavam presentes na fase potencialmente biodisponível (20,4% na fase orgânica e 33,4% na fase biodisponível), mudando para 48% na época de chuva, mostrando-se sempre potencialmente biodisponíveis para o sistema ecológico. O comportamento do manganês mostrou-se similar com o comportamento do zinco e do chumbo. Na época de seca 86% do manganês encontravam-se potencialmente biodisponíveis mudando para 69,5% na época de chuva. O fato do zinco, chumbo e manganês estarem majoritariamente potencialmente biodisponíveis, mostra que esses elementos devem estar associados com a matéria orgânica na forma de quelatos, precipitados ou coprecipitados com os óxidos de ferro e manganês ou adsorvidos ao material fino representado por argilo minerais

especialmente a caulinita abundante na área (Stumm, 1976; Pestana & Lacerda, 1989, Guerra, 2000).

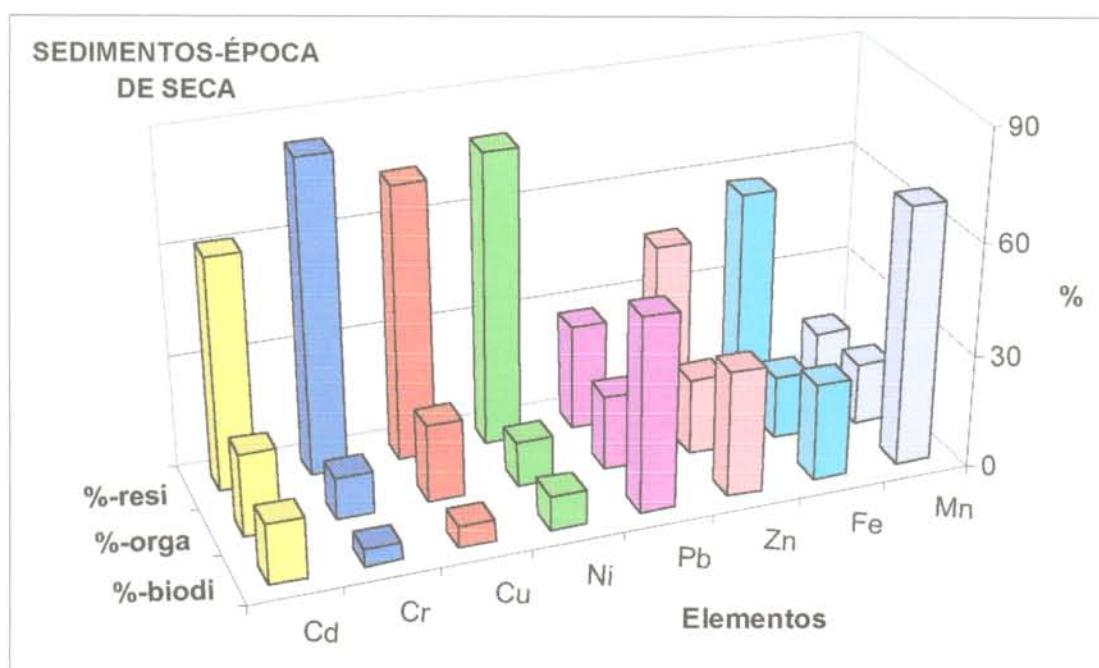


Figura 5.3- Distribuição comparativa da concentração média dos metais nas amostras de sedimentos nas fases residual, orgânica e biodisponível na época de seca.

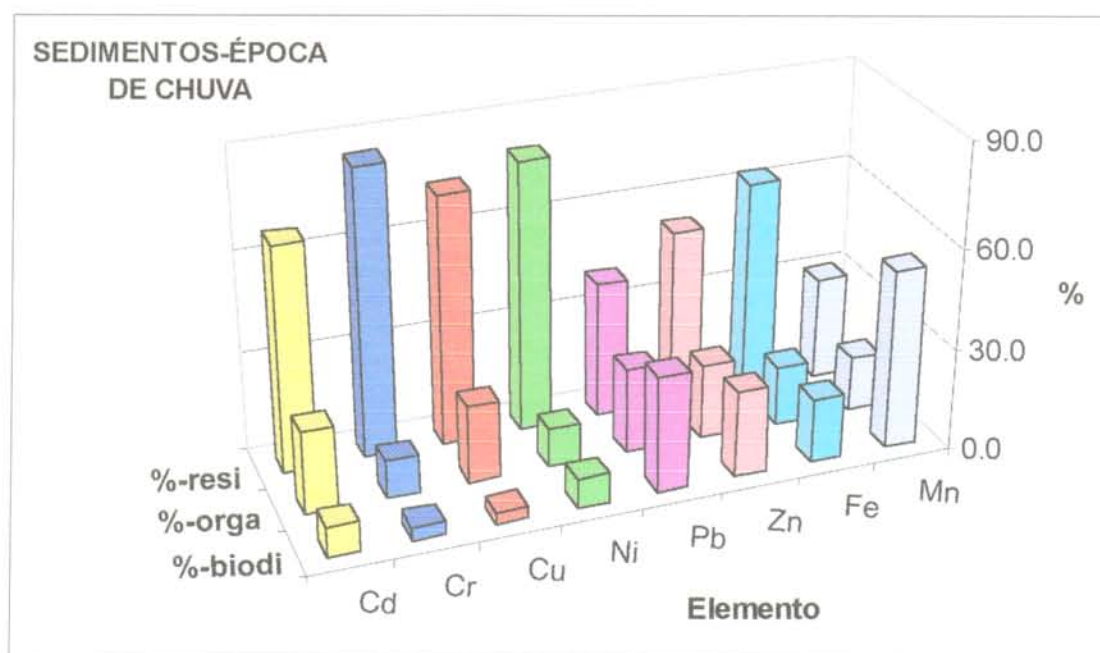


Figura 5.4- Distribuição comparativa da concentração média dos metais nas amostras de sedimentos nas fases residual, orgânica e biodisponível na época de Chuva.

5.2.1- Qualidade ambiental dos sedimentos

A concentração dos metais pesados em sedimentos de fundo foi comparada com alguns valores reportados na literatura. Para esse fim, foram consideradas concentrações críticas para o meio ambiente, de acordo com a classificação de sedimentos não poluídos, moderadamente poluídos e fortemente poluídos dada pela EPA (Grambrell² *et al.* e Thomas³ *apud* Baudo *et al.*, 1990). Na época de seca, os sedimentos podem ser considerados não poluídos, em relação às concentrações de Pb, Zn; moderadamente poluídos conforme à concentração de Ni, Cr e Fe; fortemente poluídos em relação ao Mn. Já na época de chuva os sedimentos continuam sendo considerados não poluídos com Pb e Zn, moderadamente poluídos com Ni e fortemente poluídos com Cr, Fe e Mn. Segundo Ure & Berow *apud* Salomons & Forstner as amostras de sedimentos estariam acima dos valores permitidos nos elementos Fe, Cr e Cd (Tabela 5.4).

Comparativamente, os valores dos metais encontrados nas amostras de sedimentos, na área do depósito de resíduos sólidos do Aurá, são muito inferiores aos valores encontrados nos sedimentos do rio Reno no trecho considerado moderadamente poluído e poluído, segundo os valores reportados por Bowen *apud* Salomons & Forstner (1984); Banat *et al. apud* Forstner & Wittmann (1981).

Tabela 5.4- Níveis de toxicidade de sedimentos de acordo com valores de *background* internacionais de metais pesados em sedimentos de (mg/kg de matéria seca).

	Presente trabalho		EPA (1977) ^(a)			Rio Reno ^(b)	Rio Reno ^(c)	Rio Reno ^(d)
	Seca	chuva	Não Poluído	Poluído Moderado	Fortemente Poluído	Poluído modera/te	Trecho Poluído	Sedimentos Recentes
Pb	20,7	21,3	<90	90-200	>200	155	333	30
Zn	49,9	70,3	<90	90-200	>200	520	1096	115
Fe(%)	2,3	3,6	<1,7%	1,7-2,5%	>2,5%	-	3,7%	2,23
Cr	68,3	97,4	<25	25-75	>75	121	167	47
Cu	27,6	38,8	<25	25-50	>50	86	376	51
Cd	1,2	1,5	-	-	>6			0,3
Ni	28,5	38,8	<20	20-50	>50	152	167	46
Mn	664,3	508,7	<300	300-500	>500	-	750	960

Fonte: (a) Grambrell *et al.*, (1987), Thomas *apud* Baudo *et al.* (1990)

(b) Bowen *apud* Salomons & Forstner (1984)

(c) Banat *et al. apud* Forstner & Wittmann (1983)

(d) Ure & Berow *apud* Salomons & Forstner (1984)

² GRAMBRELL, R.P., REDDY, C.N. & KHALID, R.A. 1983. Characterization of trace and toxic materials in sediments of a lake being restored, *J. Water Pollut. Control Fed.* 55:1201-1210.

³ THOMAS, R.L. 1987 A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control *in situ* sediment

5.2.2- Qualidade ambiental dos sedimentos em relação à biodisponibilidade

Tradicionalmente os níveis de toxicidade dos sedimentos, fundamentam-se na concentração total, sem considerar a biodisponibilidade ou a potencial biodisponibilidade do elemento para o sistema ecológico. Os níveis de toxicidade baseados nos resultados de ataques totais, podem variar sensivelmente de acordo com o método de ataque utilizado, do tipo de matriz, a correção do *background* do aparelho em uso, e dos possíveis erros analíticos que possam ser induzidos especialmente pelos fatores de diluição.

Uma outra forma de estimar a qualidade ambiental dos sedimentos de fundo de um sistema ecológico, é utilizando relação da concentração nas diferentes fases geoquímicas, que permitem avaliar seu grau de toxicidade ou de periculosidade ambiental, independentemente da concentração total e todos os erros decorrentes do processo.

Para se determinar a qualidade ambiental dos sedimentos da área em estudo, foi considerada a relação, aqui chamada de Índice de Qualidade Ambiental (IQA), resultante da divisão da concentração total pela concentração da fase geoquímica potencialmente biodisponível⁴. Se a concentração do metal na fase potencialmente biodisponível não ultrapassa os 20% do total ($IQA > 4$), os sedimentos são considerados não poluídos, se a concentração total do elemento na fase potencialmente biodisponível encontra-se entre 20 e 50% do total ($5 < IQ < 2$), os sedimentos são considerados moderadamente poluídos, e se a concentração da fase potencialmente biodisponível ultrapassa os 50% do total ($IQ < 2$) os sedimentos são considerados altamente poluídos, ou simplesmente poluídos. Estudos de Salomons & Forstner (1980), Lesmes & Panizzo (1991) e Panda *et al.* (1995), foram realizados considerando a fase residual como valores de *background*, ou seja, implicitamente foram consideradas as fases geoquímicas potencialmente biodisponíveis.

Os resultados dos Índices de Qualidade Ambiental dos sedimentos em estudo, encontram-se relacionados na Tabela 5.5. Os valores do IQA dos sedimentos mostraram estar altamente poluídos com Pb e Zn na época de chuva e de seca, contrastando com os resultados baseados nos limites da EPA⁵ (1977) que mostram esses sedimentos não poluídos com esses dois elementos. Da mesma forma, na época de seca e chuva, os sedimentos mostraram não estar poluídos nem com níquel nem com Cr, ao contrário dos resultados estimados com os parâmetros da EPA (1977), que indicavam poluição moderada com Ni nas duas épocas

contaminants. *Hidrobiologia* 149: 247-258.

⁴ Somatória dos valores da fase geoquímica biodisponível e a fase geoquímica de matéria orgânica.

⁵ Baseados na concentração total obtida por ataque total

sazonais, moderada e fortemente poluídos com cromo na época de seca e de chuva respectivamente.

Tabela 5.5- Qualidade ambiental dos sedimentos utilizando índices de qualidade obtida da relação da concentração total e potencialmente biodisponível dos metais em sedimentos .

	Concentração total		% fase potencialmente biodisponível		Índice de qualidade IQ		Critério de qualidade	
	Seca	Chuva	seca	Chuva	Seca	chuva	Seca	Chuva
Pb	20,7	21,3	70,5	59,3	1,4	1,7	A.P	A.P
Zn	49,9	70,3	53,2	45,4	1,9	2,2	A.P	M.P
Fé%	2,3	3,6	42,2	36,2	2,4	2,8	M.P	M.P
Cr	68,3	97,4	15,2	14,5	6,6	6,9	N.P	N.P
Cu	27,6	38,8	26,5	24,6	3,8	4,1	M.P	N.P
Cd	1,2	1,4	38,7	32,8	2,6	3,0	M.P	M.P
Ni	28,5	38,8	21,2	20,1	4,7	5,0	N.P	N.P
Mn	664,3	508,7	85,6	73,0	1,2	1,4	A.P	A.P

A.P = altamente poluído; M.P = moderadamente poluído; N.P = não poluído

Em relação ao Cd, os sedimentos nas duas épocas sazonais estariam moderadamente poluídos, e, moderadamente poluídos com Cu na época de chuva. Apesar do Fe e Mn não serem considerados poluentes metálicos, os sedimentos mostraram estar na categoria de altamente poluídos com Mn e moderadamente poluídos com Fe na época de seca e de chuva (Tabela 5.5).

5.2.3- Distribuição espacial da concentração de metais pesados em sedimentos de fundo

Na distribuição dos metais pesados no sistema hídrico, na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá, foram processados os mapas temáticos utilizando um sistema de informação geográfica (SIG). Na distribuição espacial foi considerado somente o valor da fase Potencialmente Biodisponível (PBD) (relação da fase geoquímica orgânica e biodisponível em relação ao total quantificado), ou fração do metal que pode ser liberado ao sistema ecológico, sendo considerados os seguintes critérios:

- **Área não poluída**- se a percentagem da fase PBD, do elemento em estudo, está abaixo de 20% do total ($IQA > 4$), indica que os sedimentos não estão afetados ambientalmente (não poluídos),

- **Área moderadamente poluída**- se a percentagem da fase PBD, do elemento em estudo, está na faixa de 20 a 50% ($5 < IQA < 2$),

- **Área altamente poluída ou poluída**- se a percentagem da fase PBD, do elemento em estudo, está acima de 50% ($IQA < 2$).

A utilização da fase PBD junto com o sistema de informação geográfica permite visualizar espacialmente as áreas mais atingidas ou afetadas ambientalmente por determinado elemento. Foram processados os resultados de metais pesados obtidos na época de seca, mediante um conjunto de operações realizadas computacionalmente (Figuras 5.5 a 5.13).

Algumas diferenças foram observadas nos resultados da qualidade ambiental dos sedimentos, obtidas a partir dos valores da média da fase PBD, e a distribuição espacial da fase PBD usando o SIG. Quando o PBD é obtido a partir da média, não são observadas as variações espaciais, nem a influência das amostras individualmente, enquanto que com o uso de um SIG, cada amostra apresenta uma influência espacial. Nesse sentido, os sedimentos do igarapé Santo Antônio e do rio Aurá, estariam poluídos, e os sedimentos do rio Aurá, moderadamente poluídos com Cd (Tabela 5.5 e Figura 5.5).

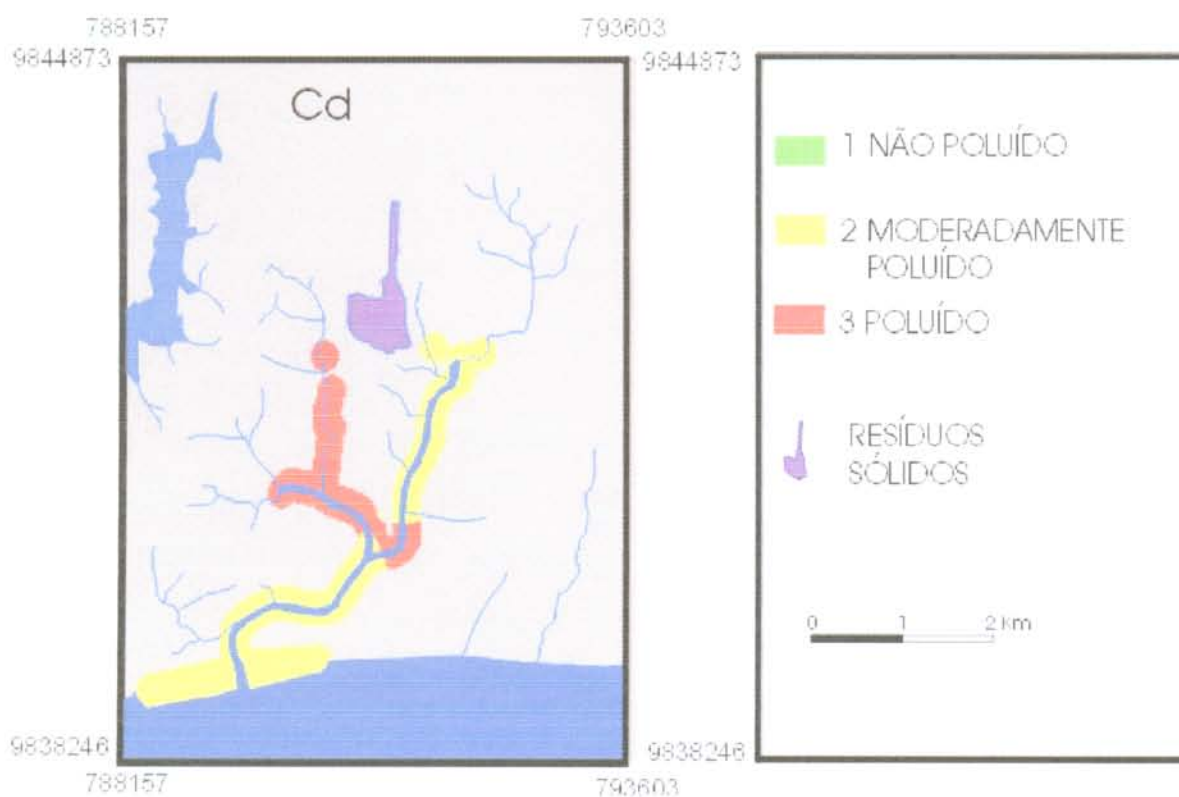


Figura 5.5- Concentração potencialmente biodisponível do cádmio e sua distribuição espacial nos sedimentos de fundo do sistema hídrico do Aurá, no período de seca.

A distribuição espacial do Cr indica que os sedimentos do sistema hídrico, teriam valores percentuais da fase PBD menores que 20%, mostrando-se não afetados ambientalmente por esse elemento (Figura 5.6). Em relação ao Cu e Fe, o sistema hídrico apresenta valores percentuais da fase PBD variando entre 20 e 50%, mostrando-se moderadamente poluído com

esses elementos.

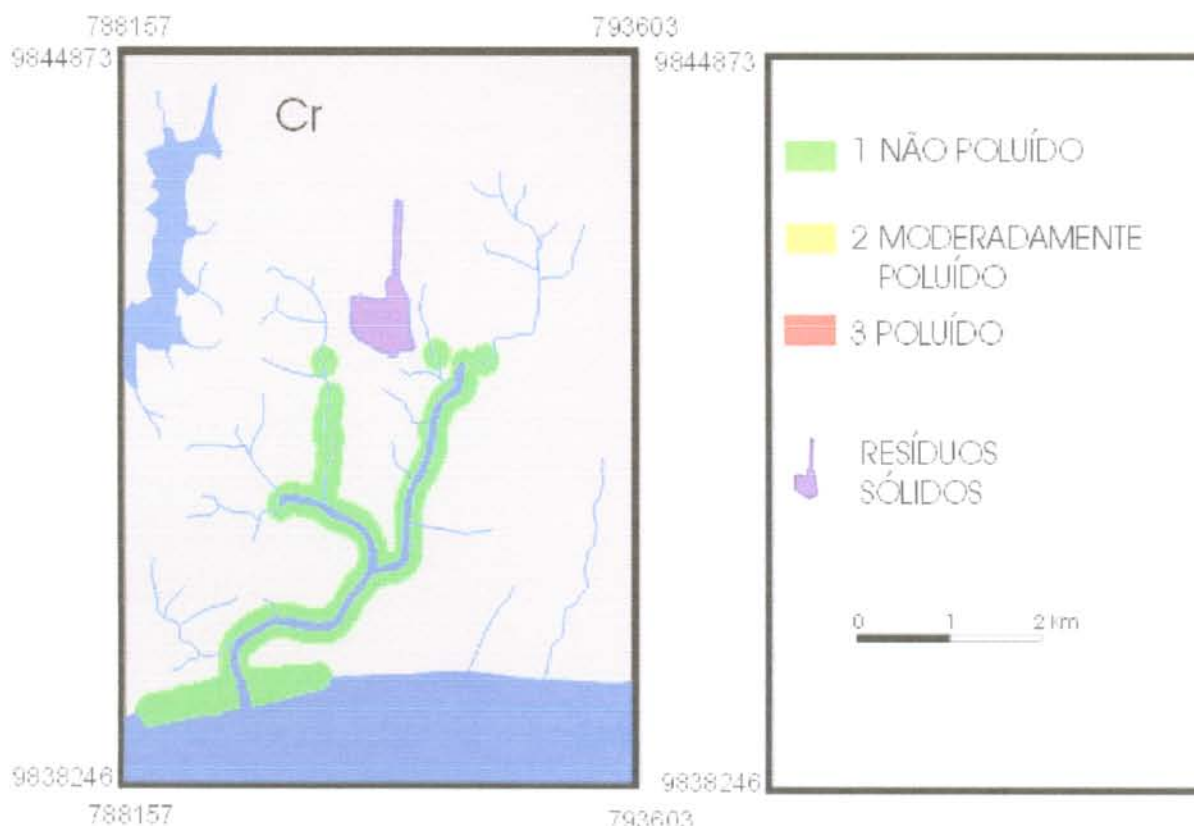


Figura 5.6- Concentração potencialmente biodisponível do cromo e sua distribuição espacial nos sedimentos de fundo do sistema hídrico do Aurá, no período de seca.

Os mapas interpretativos da percentagem da fase PBD, mostram duas situações em relação ao Ni e Zn. Os sedimentos do trecho do rio Aurá próximo do depósito de resíduos sólidos estariam moderadamente poluídos com Ni, e poluídos Zn, enquanto que os sedimentos do igarapé Santo Antônio e o trecho do rio Aurá mais afastado do depósito de lixo, estariam moderadamente poluídos com Zn e não poluídos com Ni. Não obstante, parte dos sedimentos do igarapé Santo Antônio, mostrou-se poluído com Zn. (Figuras 5.10 e 5.8)

A distribuição espacial mostrada nas Figuras 5.9 e 5.12, indica que os sedimentos do sistema hídrico na área de abrangência do depósito de lixo do Aurá, estariam poluídos ou altamente poluídos com Pb e Mn. Com exceção do Cr, os resultados mostram que a presença dos resíduos sólidos na bacia do rio Aurá estaria afetando ambientalmente os sedimentos em relação aos metais estudados.

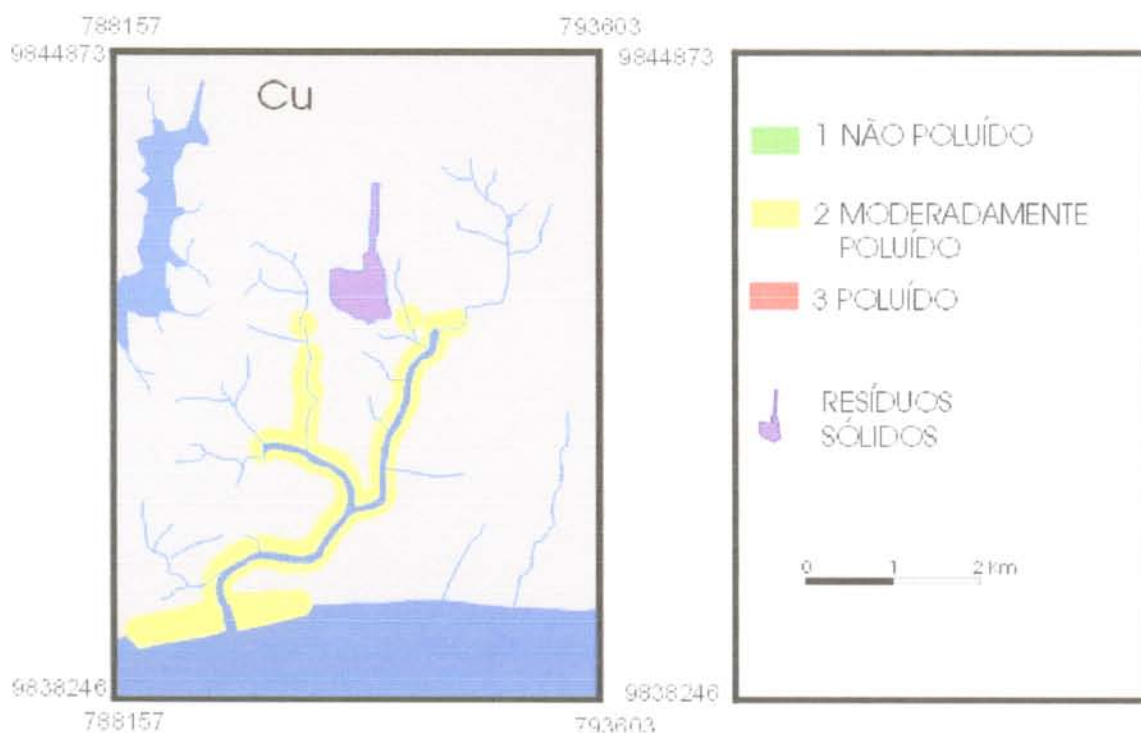


Figura 5.7- Concentração potencialmente biodisponível do cobre e sua distribuição espacial nos sedimentos de fundo do sistema hídrico do Aurá, no período de seca.

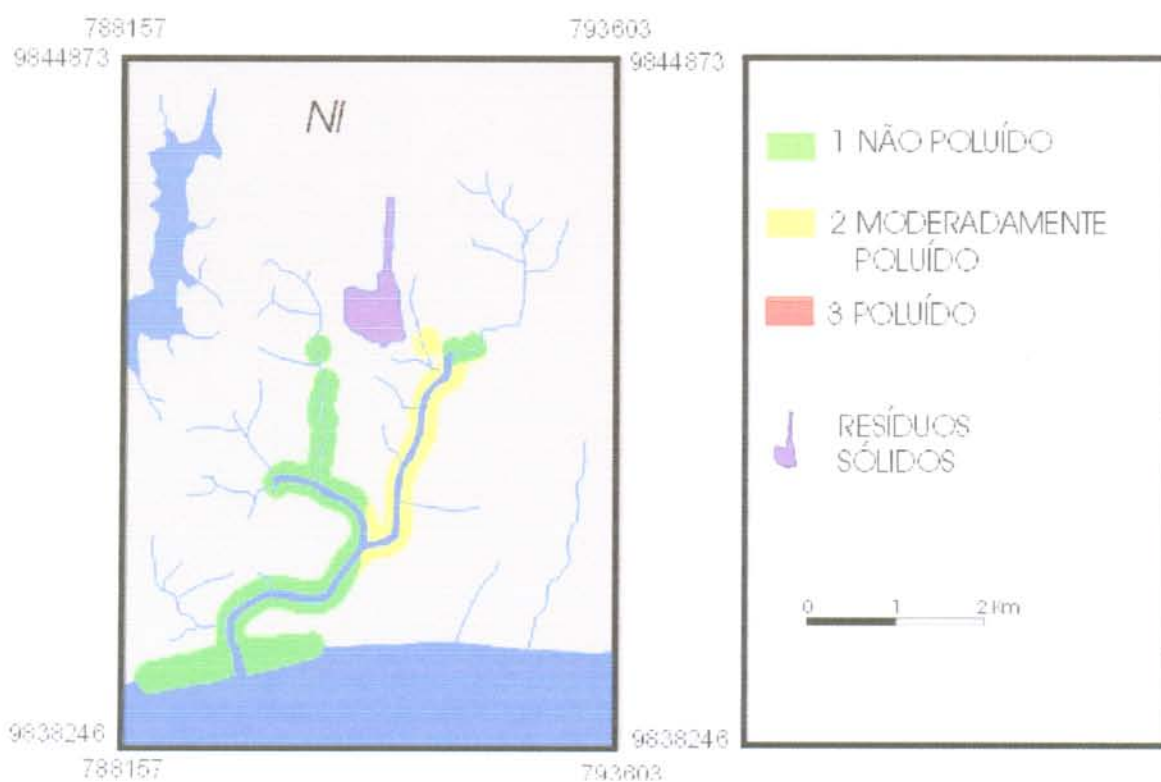


Figura 5.8- Concentração potencialmente biodisponível do níquel e sua distribuição espacial nos sedimentos de fundo do sistema hídrico do Aurá, no período de seca.

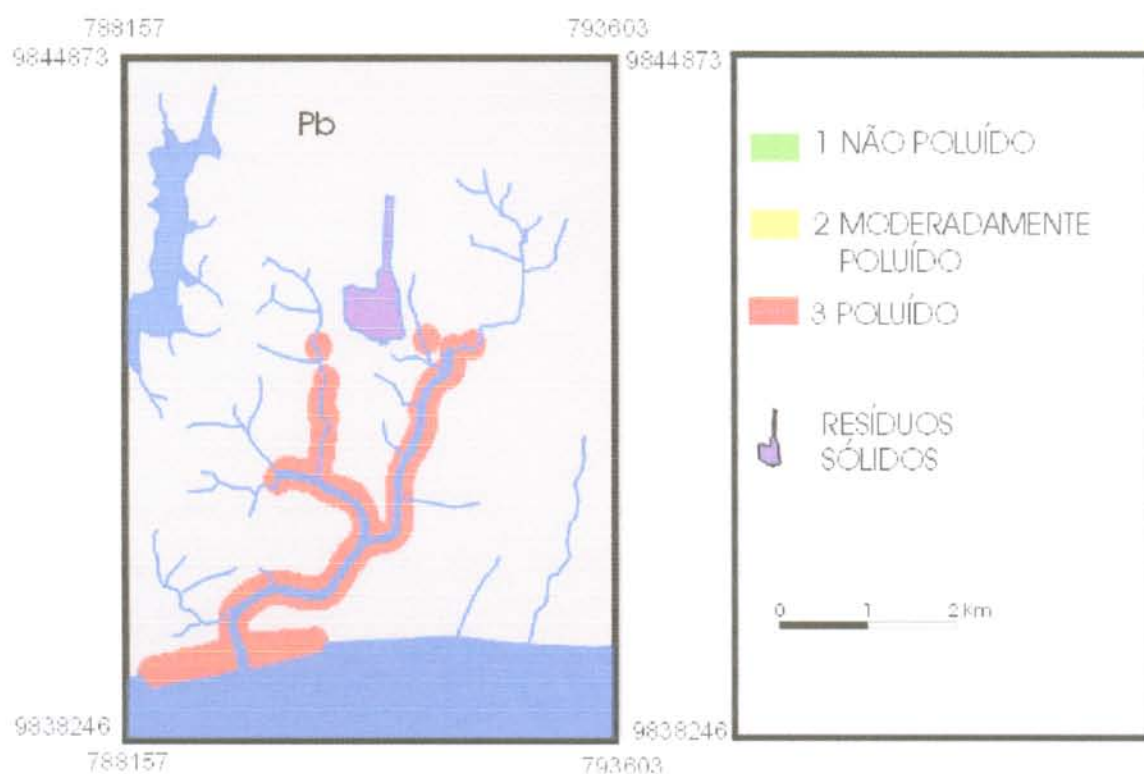


Figura 5.9- Concentração potencialmente biodisponível do chumbo e sua distribuição espacial nos sedimentos de fundo do sistema hídrico do Aurá, no período de seca.

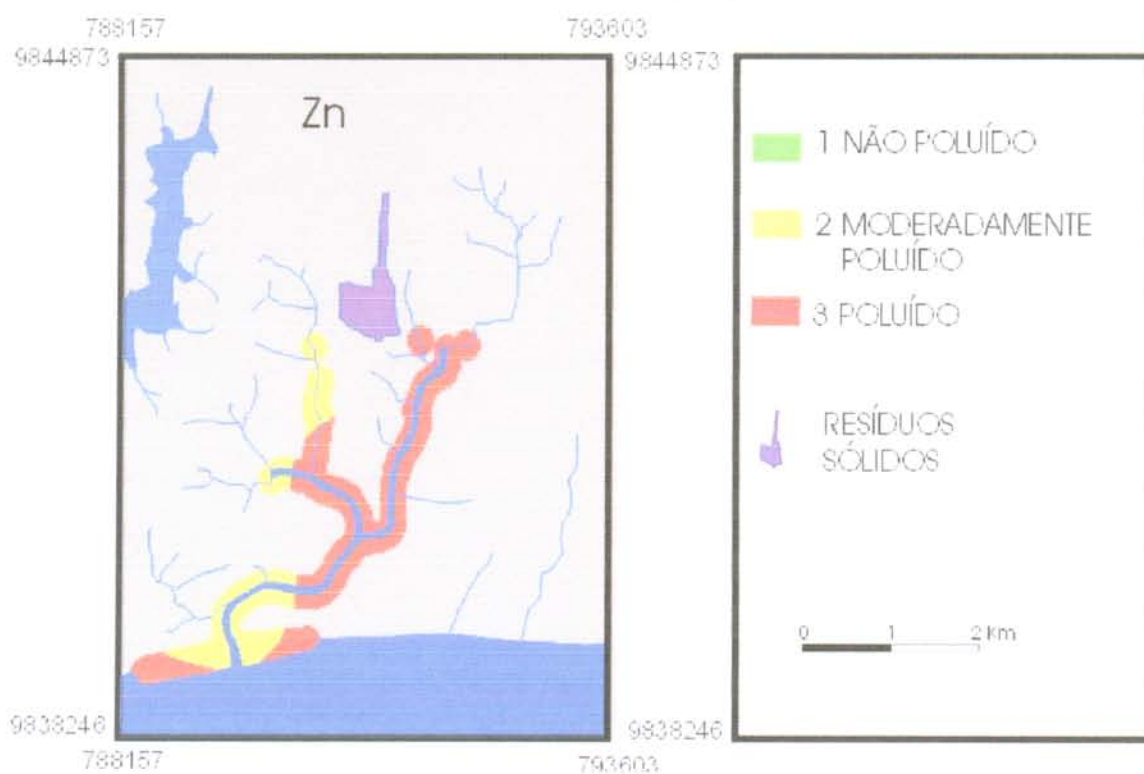


Figura 5.10- Concentração potencialmente biodisponível do zinco e sua distribuição espacial nos sedimentos de fundo do sistema hídrico do Aurá, no período de seca.

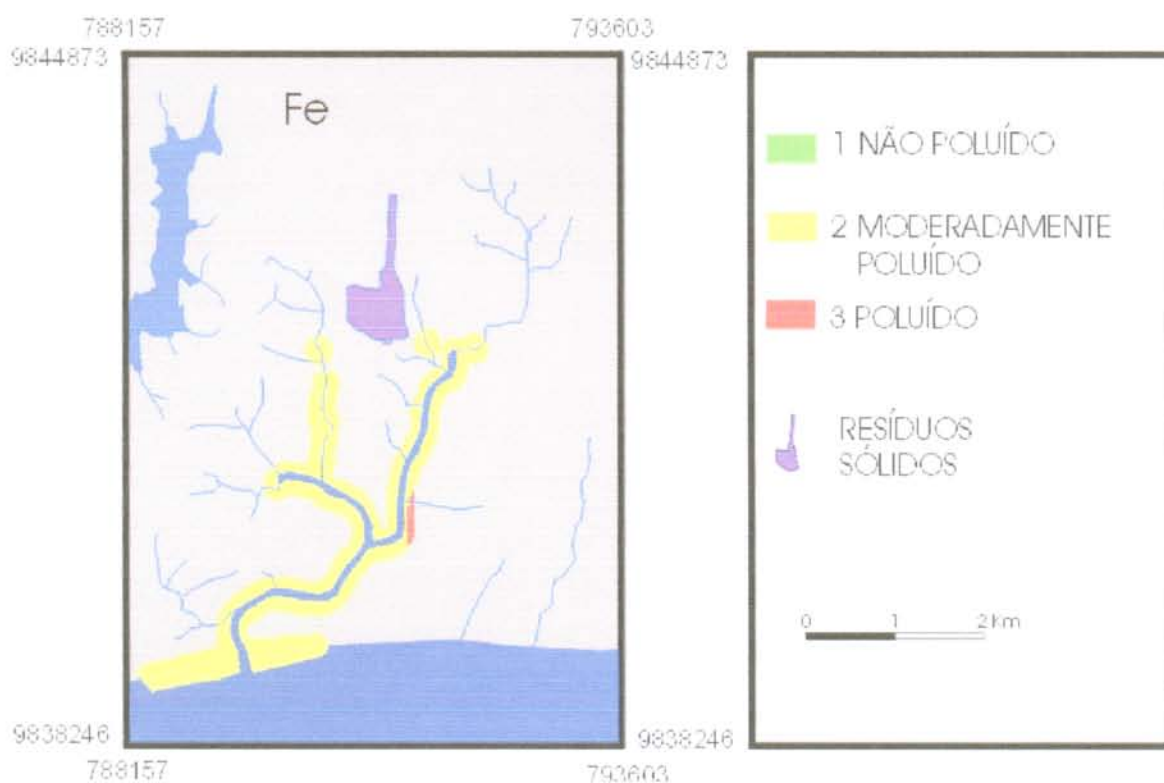


Figura 5.11- Concentração potencialmente biodisponível do ferro e sua distribuição espacial nos sedimentos de fundo do sistema hídrico do Aurá, no período de seca.

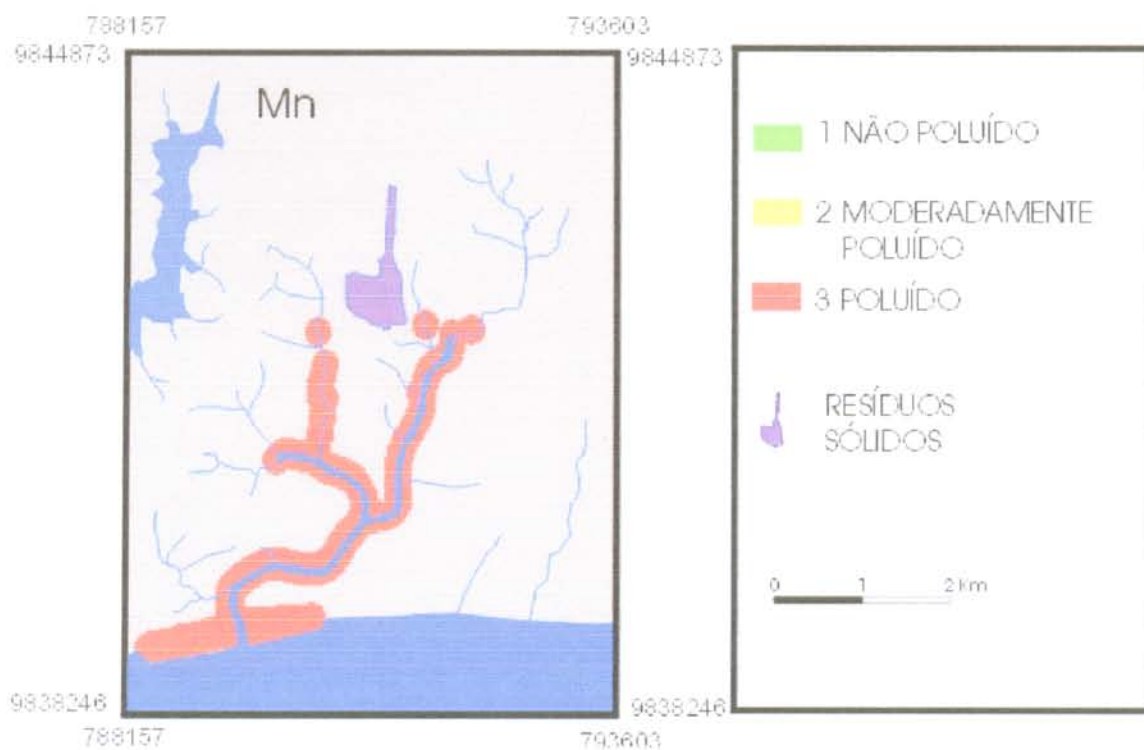


Figura 5.12- Concentração potencialmente biodisponível do manganês e sua distribuição espacial nos sedimentos de fundo do sistema hídrico do Aurá, no período de seca.

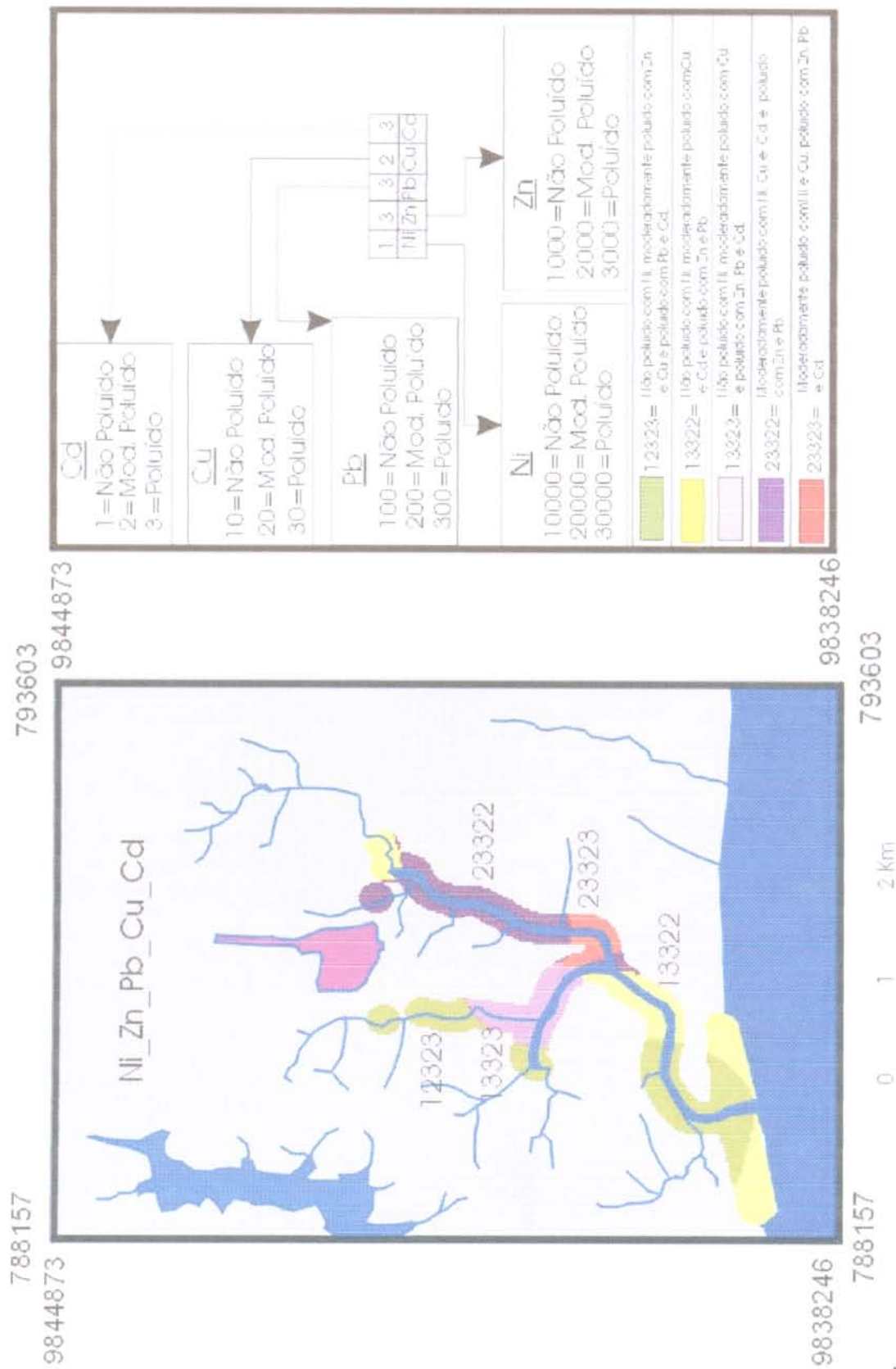


Figura 5.13- Concentração potencialmente biodisponível dos elementos Ni, Zn, Pb, Cu e Cd e sua distribuição espacial nos sedimentos de fundo do sistema hídrico do Aurá, no período de seca.

O sistema de informação geográfica (SIG) permite realizar o processamento dos mapas analíticos ou temáticos para obter mapas interpretativos ou síntese de vários elementos. A Figura 5.13, mostra um mapa síntese que permite visualizar espacialmente a distribuição da fase Potencialmente Biodisponível (PBD) dos elementos Ni, Zn, Pb, Cu e Cd. Pode-se observar que a área localizada no rio Aurá, mais próxima do depósito dos resíduos sólidos, estaria moderadamente poluída (PBD entre 20 e 50%) com Ni, Cu e Cd, e, poluída (PBD>50%) com Zn e Pb. Da mesma forma, a área do igarapé Santo Antônio mais próxima do depósito de resíduos sólidos, estaria poluída com Pb e Cd, moderadamente poluída com Zn e Cu e não poluída com Ni; enquanto que a área mais afastada do depósito de resíduos sólidos estaria poluída com Zn, Pb e Cd, moderadamente poluída com Cu e não poluída com Ni.

O trecho do rio Aurá mais afastado e mais próximo do rio Guamá, estaria mostrando duas áreas: a primeira, quase na desembocadura do rio Aurá, estaria poluída com Pb e Cd, moderadamente poluída com Zn e Cu e não poluída com Ni; enquanto que a segunda, estaria poluída com Zn e Pb, moderadamente poluída com Cu e Cd, e não poluída com Ni (Figura 5.13).

5.3- METAIS PESADOS EM SOLOS

Com a finalidade de encontrar algum tipo de dispersão na área próxima do lixão, foram realizadas análises de extração sequencial em amostras de solos coletados nos primeiros 10 cm de profundidade na área, tentando coletar as amostras do horizonte B. Foram coletadas amostras à montante e jusante da área ocupada por resíduos sólidos, e na área atingida antigamente pelo deslocamento superficial de chorume. (Figura 1.4). Adicionalmente foi realizada também extração sequencial em duas amostras de lixo coletadas em células abertas que tinham 6 anos de estabilização, e em duas amostras de sedimento da lagoa de águas pluviais que recebeu influência do chorume proveniente da degradação dos resíduos sólidos, durante os últimos 7 anos.

Menores concentrações dos metais estudados foram quantificados nas amostras de solo em relação às amostras de lixo estabilizado e de sedimentos da lagoa poluída. Especificamente as maiores concentrações de Cd, Cr, Fe e Ni, foram encontradas nas amostras de sedimentos da lagoa poluída por chorume, enquanto que as amostras de lixo estabilizado mostraram as maiores concentrações de Cu, Mn, Pb e Zn, elementos possivelmente associados com a matéria orgânica (Figura 5.14 e Tabela 5.6).

Tabela 5.6- Média das concentrações totais dos elementos nas amostras de solos, lixo estabilizado e sedimentos da lagoa poluída com chorume (Fé em % e restantes elementos em mg/L)

Elemento	Solos	Lixo estabilizado	Sedimentos da lagoa
Cd	1,5	2,1	2,7
Cr	128,8	125,3	230,3
Cu	24,9	72,9	55,0
Fe	2,9	3,7	5,7
Mn	142,7	157,5	144,6
Ni	34,5	31,1	41,2
Pb	20,1	63,8	52,2
Zn	35,2	180,2	88,0

Em média, os valores encontrados nas amostras de solos apresentaram 2,9% de Fe, 35,2 mg/L de Zn, 34,5 mg/L de Ni, 20,1 mg/L de Pb, 142,7 mg/L de Mn, 1,5 mg/L de Cd e 128,8 mg/L de Cr. A concentração de 180,2 mg/L de Zn no lixo estabilizado foi bem superior à concentração de 35,2 mg/L quantificada nos solos, e de 88 mg/L nas amostras de sedimentos da lagoa poluída (Tabela 5.6 e Figura 5.14)

As maiores concentrações de Cd, Cr, Fe e Ni foram encontradas nas amostras de sedimentos de fundo da lagoa contaminada, indicando migração desses elementos para o meio ecológico. Ao contrário, o Zn e Cu apresentaram maiores concentrações nas amostras do lixo estabilizado, mostrando baixa mobilidade desses elementos e possivelmente, grande associação deles com a matéria orgânica (Figura 5.14 e Tabela 5.6).

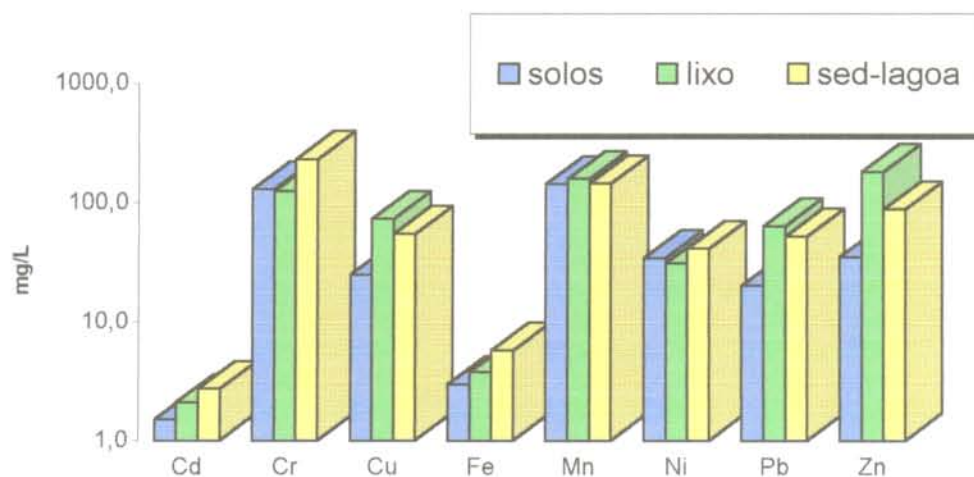
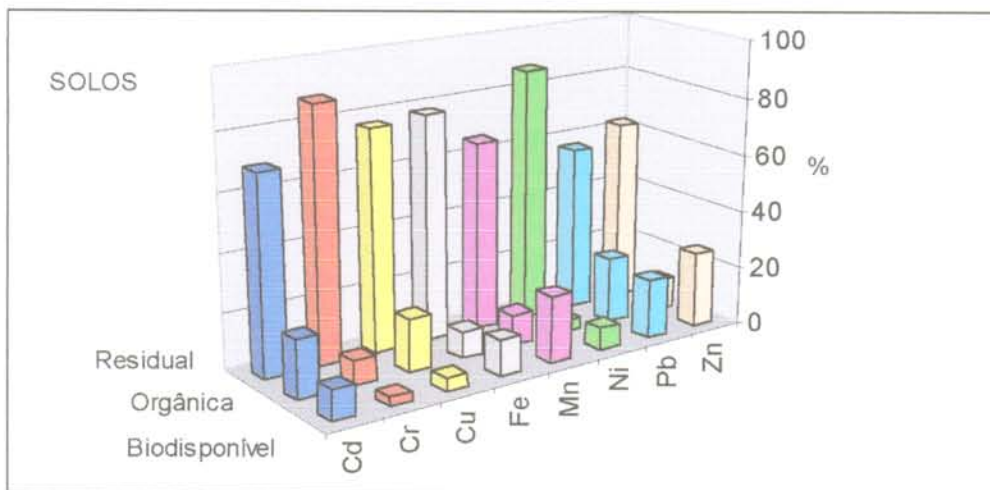
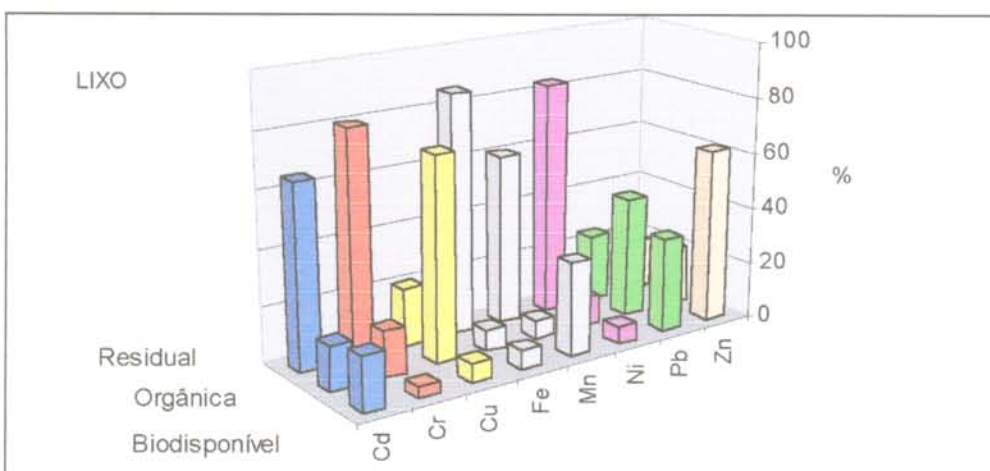


Figura 5.14- Concentração média de metais em amostras de solos, (Fe x 10⁻¹ em % e os restantes elementos em mg/L).

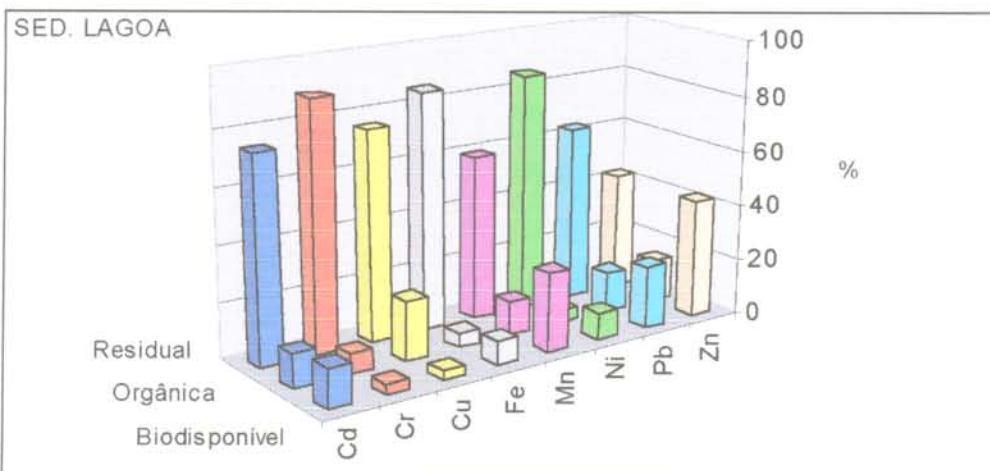
A distribuição dos metais analisados nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de solos, lixo estabilizado e sedimentos da lagoa poluída, mostram valores bem diferentes como pode-se observar na Figura 5.15 e Tabela 5.7.



(a)



(b)



(c)

Figura 5.15- Distribuição percentual dos metais nas fases geoquímicas biodisponível, orgânica e residual nas amostras de: (a) solo, (b) lixo e (c) sedimentos de fundo da lagoa.

Tabela 5.7- Média das concentrações totais em mg/L e % dos elementos nas amostras de solos, lixo estabilizado e sedimentos da lagoa poluída com chorume

Valores em mg/L									
X	sol-Res	sol-Org	sol-Bio	lix-Re	lix-Org	lix-Bio	s-lag-Res	s-lag-Org	s-lag-Bio
Cd	1,0	0,3	0,2	1,4	0,3	0,4	2,0	0,3	0,4
Cr	113,5	11,2	4,0	100,2	20,5	4,6	205,3	17,0	8,1
Cu	19,1	4,6	1,2	15,0	52,7	5,2	41,6	11,6	1,9
Fé	2,3	0,3	0,4	3,2	0,3	0,3	4,9	0,3	0,5
Mn	94,0	15,5	33,2	95,3	10,3	52,0	86,0	17,4	41,1
Ni	30,3	1,4	2,8	25,9	3,3	1,9	35,4	1,9	4,0
Pb	11,4	4,5	4,1	15,3	27,2	21,3	33,0	7,6	11,7
Zn	22,1	3,8	9,2	32,2	37,0	111,0	37,4	13,2	37,4
Participação percentual									
X	sol-Res	sol-Org	sol-Bio	lix-Re	lix-Org	lix-Bio	s-lag-Res	s-lag-Org	s-lag-Bio
Cd	69,1	20,2	10,7	64,9	15,9	19,2	74,1	11,9	14,1
Cr	88,2	8,7	3,1	79,9	16,4	3,7	89,1	7,4	3,5
Cu	76,8	18,5	4,7	20,6	72,4	7,1	75,5	21,1	3,4
Fé	78,3	9,2	12,6	85,7	7,6	6,8	85,7	5,3	9,0
Mn	65,9	10,9	23,2	60,5	6,5	33,0	59,5	12,0	28,4
Ni	87,8	4,1	8,1	83,4	10,5	6,1	85,9	4,5	9,6
Pb	57,0	22,5	20,5	24,0	42,7	33,3	63,2	14,5	22,3
Zn	62,9	10,9	26,3	17,9	20,5	61,6	42,5	15,0	42,5

Sol = solos; lix= lixo; s-lag = sedimentos da lagoa poluída

Nas amostras de solos, o Cd, Cr e Cu associaram-se preferencialmente com a fase residual > orgânica > biodisponível. Esse grupo de elementos, mostrou como segunda opção de afinidade a fase orgânica, possivelmente na forma de compostos organometálicos. Já o Fe, Mn, Ni, Pb e Zn, mostraram afinidade em ordem decrescente pelas fases geoquímicas residual > biodisponível > orgânica. Ao contrário, o Cd, Cr e Cu, mostraram como segunda opção de afinidade, a fase geoquímica biodisponível, indicando que esses elementos encontram-se associados com os óxidos de ferro e manganês ou adsorvidos pelo material fino. Estudos de Kabata (1995), indicavam que o Zn e Cd existem nos solos formando ligações com a matéria orgânica e na fase geoquímica biodisponível, enquanto que o Cu e Mn predominam associados à matéria orgânica. A predominância do Pb nas fases geoquímicas móveis, contrasta com os estudos de Kabata (1995), que encontrou esse elemento junto com Ni e Cr associados com os silicatos, característicos da fase residual.

Nas amostras de lixo estabilizado, os elementos mostraram comportamento diferente. O Cd e Mn associaram-se em ordem decrescente com a fase residual > biodisponível > orgânica, evidenciando potencial de mobilidade para o sistema ecológico. O Cr e o Fe mostraram afinidade pelas fases geoquímicas residual > orgânica > biodisponível. As características básicas dos resíduos sólidos originam precipitação e coprecipitação da maioria dos elementos

na forma de óxidos e hidróxidos de Fe e Mn, diminuindo desta forma a sua mobilidade geoquímica, o que explicaria a predominância desses elementos na fase residual (Moore & Ramamoorthy, 1984). O Cu como era esperado, mostrou grande associação com a fase de matéria orgânica > residual > biodisponível, corroborando a grande afinidade desse elemento com os ácidos fúlvicos e húmicos presentes na matéria orgânica, na forma de compostos organometálicos (Moore & Ramamoorthy, 1984).

O Pb apresentou um comportamento semelhante ao Cu, associando-se com as fases geoquímicas orgânica > biodisponível > residual, indicando que este elemento nos resíduos sólidos, encontra-se na forma de quelatos, com grandes possibilidades de ser liberado ao meio ecológico (Rousseaux *et al.*, 1989). Finalmente, o Zn quantificado nas amostras de lixo estabilizado, mostrou-se altamente biodisponível ao associar-se em ordem de preferência pelas fases geoquímicas biodisponível > orgânica > residual (Forstner & Wittmann, 1983).

A distribuição da concentração dos metais nas amostras de sedimentos da lagoa impactada com chorume, mostrou a existência de dois grupos de amostras: o grupo do Cd, Fe, Mn, Ni e Pb que mostraram afinidade pelas fases geoquímicas residual > biodisponível > orgânica, evidenciando um potencial de risco para o meio ecológico. Um segundo grupo de elementos constituído por Cu, Cr e Zn que, preferencialmente, observaram associação pelas fase geoquímica residual > orgânica > biodisponível. Esse grupo de elementos associados majoritariamente na fase residual oferece menores possibilidades de ser liberado para o meio ecológico (Moore & Ramamoorthy, 1984).

5.3.1- Qualidade ambiental dos solos estudados

Na determinação da qualidade ambiental dos solos foram considerados os grupos de amostras coletados em áreas atingidas, e o grupo de amostras coletadas em áreas não atingidas pelo deslocamento superficial de chorume. Em média, a concentração total dos metais mostraram valores mais elevados nas amostras poluídas com chorume em relação às não poluídas. Observou-se que o Cd apresentou 23,5% mais concentrado nas amostras atingidas por chorume, o Cr mostrou-se 6% mais concentrado, o Cu 30,2% mais elevado, o Mn 95,4% mais concentrados e o Zn foi 91,9% mais concentrado nas amostras atingidas com chorume, etc. (Figura 5.16).

A maior concentração de metais pesados nas amostras de solos, atingidas pelo chorume, ratifica a capacidade das fases geoquímicas da matéria orgânica, de óxidos de ferro e manganês e da fase trocável, de se associar com metais pesados de origem antropogênica na forma de compostos organometálicos, na forma de óxidos e hidróxidos de ferro e manganês, ou

adsorvidos pelos argilo-minerais abundantes na área. O tipo de argilo-minerais existentes na área, segundo Guerra (2000), variam na ordem de caolinita > clorita > illita,

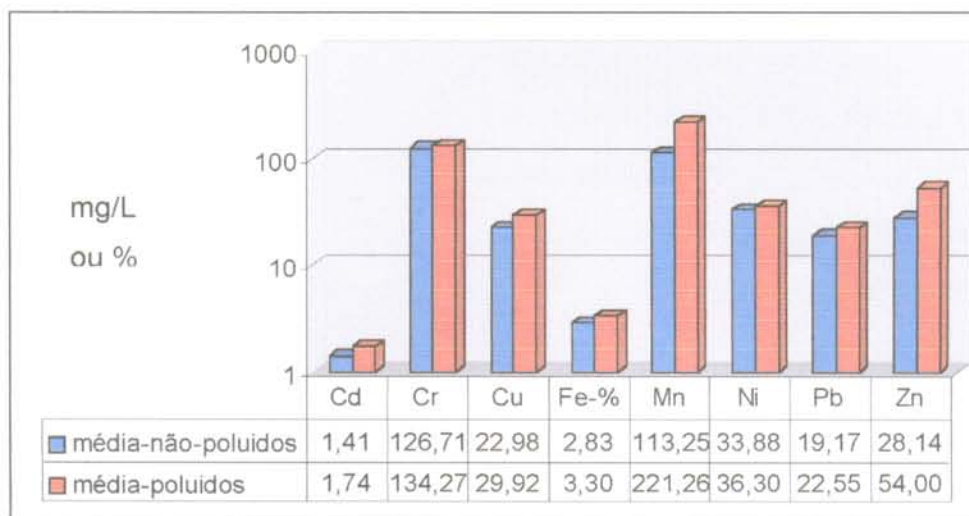


Figura 5.16- Concentração dos elementos nas amostras de solos atingidas pelo deslocamento de chorume e as não atingidas

Os resultados das diferentes concentrações encontradas nas amostras de solos, de lixo estabilizado e de sedimentos da lagoa poluída com chorume, foram comparados com dados reportados pela bibliografia internacional. Segundo o *background* dos arenitos, estudado por Turekian & Wedepohl (1961), as concentrações obtidas estariam ultrapassando o seu valor crítico (Tabela 5.8).

Tabela 5.8 - Concentração de metais em amostras solos, solos atingidos por chorume, amostras de lixo estabilizado, amostra de material de fundo da lagoa contaminada e valores *background*.

	mg/L	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	Mn	Fe	Zn	Cu	Ni	Pb	Cr	Cd
Média geral de solos	0,014-	2,95	35,2	24,9	34,5	20,1	128,8	1,5
Lixo estabilizado	0,015	3,7	180,2	72,9	31,1	63,0	125,3	2,1
Material fundo lagoa	0,014	5,7	88,0	55,0	41,2	52,2	230,3	2,7
Média de solos contaminada	0,022	3,30	54,00	29,92	36,30	22,5	134,3	1,74
Méd. solos não atingidos	0,011	2,83	28,14	22,9	33,88	19,2	126,7	1,41
Média Oliveira (1997) *	43-135	3,6-1,5	91-27	15-5	20-13,		133-43	2,4-2
Arenitos(<i>background</i>) (1)	1×10^{-4} -0,01	0,98	30	1-10	2	7	35	0,01-0,1
Solos (<i>background</i>) (2)	0,076	3,2	59,8	25,8	33,7	29,2	84	0,62
Solos não contaminados(3)	-	-	-	50	50	50	100	1
Solos contaminados (3)	-	-	-	500	500	600	800	20

(1) Turekian & Wedepohl (1961)

(2) Ure & Berrow *apud* Salomons & Forstner (1984)

(3) Forstner (1995)

* Média dos valores coletados no mês de junho/93 (1º) e agosto/94 (2º)

De acordo com os valores *background* de solos reportados por Ure & Berrow *apud* Salomons & Forstner (1984), as amostras de solos atingidas por chorume, estariam contaminadas com Fe, Pb e Cd, e, conforme os valores reportados por Forstner (1995), todas as amostras estariam contaminadas por Pb, o qual mostrou valores bem acima dos limites críticos (Tabela 5.8).

Os sedimentos da lagoa de chorume e as amostras de lixo estabilizado estariam contaminados pelos metais Fe, Zn, Cu, Pb, Cr e Cd, segundo os valores de *background* de Turekian & Wedepohl (1961) e Ure & Berrow *apud* Salomons & Forstner (1984) (Tabela 5.8).

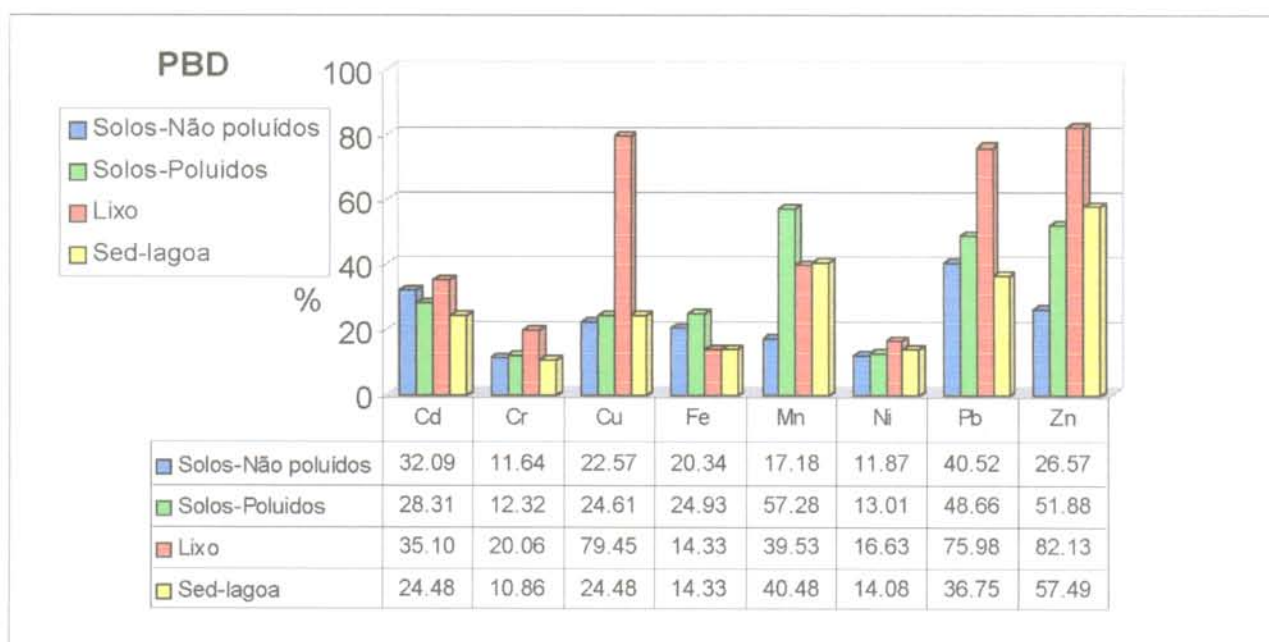


Figura 5.17- Participação percentual da fração Potencialmente Biodisponível (PBD), dos metais nas amostras de solos considerados poluídos e não poluídos, amostras de lixo estabilizado e amostras de sedimentos da lagoa afetada por chorume.

5.3.2- Qualidade ambiental em relação ao potencial de biodisponibilidade

Considerando a fração Potencialmente Biodisponível (PBD), as amostras de solos atingidas por chorume, estariam moderadamente poluídas (PBD entre 20 e 50%) com Cd, Cu, Fe, Pb e Zn e não poluídas (PBD <20%) com Cr, Mn e Ni. Por outro lado, as amostras de solos atingidas com chorume estariam moderadamente poluídas com Cd, Cu, Fe e Pb; poluídas com Zn e Mn e não poluídas com Ni e Cr. As amostras de lixo estabilizado não estariam poluídas com Cr e Ni, moderadamente poluídas com Cd e Mn e poluídas com Cu, Pb e Zn. Finalmente as amostras de sedimentos da lagoa afetada com chorume não estariam poluídas com Cr, Fe e

Ni, moderadamente poluídas com Cd, Cu, Mn e Pb e poluídas com Zn (Figura 5.17).

Os resultados para as amostras de solos, segundo a fração Potencialmente Biodisponível (PBD), coincidem com os resultados obtidos seguindo as diretrizes de Ure & Berrow *apud* Salomons & Forstner (1984) (Tabela 5.8), que mostram poluição nas amostras de solos atingidas por chorume com Fe, Pb e Cd, e, com os resultados obtidos segundo os critérios de Forstner (1995), indicando que todas as amostras encontram-se poluídas com Pb (Figura 5.17).

Com exceção do Cr, nas amostras de sedimentos da lagoa, do Fe nas amostras de lixo estabilizado e dos sedimentos da lagoa, os resultados da qualidade ambiental obtidos considerando a fração PBD, coincidem com os resultados obtidos seguindo as directrizes de Turekian & Wedepohl (1961) e Ure & Berrow *apud* Salomons & Forstner (1984), indicam que os sedimentos da lagoa e lixo estabilizado, estariam contaminados com os metais Fe, Zn, Cu, Pb, Cr e Cd (Tabela 5.8 e Figura 5.16).

5.3.3- Distribuição espacial da concentração de metais pesados em solos

Como nos sedimentos, também foram processados os mapas temáticos dos metais coletados e quantificados nas amostras de solos, na área interna do depósito de resíduos sólidos do Aurá. Para esse efeito foi utilizado o sistema de informação geográfica (SIG), que permitiu visualizar a distribuição espacial da fase Potencialmente Biodisponível (PBD), considerando os elementos individual ou conjuntamente. Foram considerados os mesmos critérios das amostras de sedimentos, ou seja:

- **Área não poluída**- se a percentagem da fase PBD, do elemento em estudo, está abaixo de 20% do total,
- **Área moderadamente poluída**- se a percentagem da fase PBD, do elemento em estudo, está na faixa de 20 a 50%,
- **Área poluída ou altamente poluída**- se a percentagem da fase PBD, do elemento em estudo, está acima de 50%.

A utilização da fase PBD, junto com o sistema de informação geográfica (SIG), permite visualizar especialmente as áreas mais atingidas ou afetadas ambientalmente por determinado metal. Foram processados os resultados da fase PBD dos metais pesados Cd, Cr, Cu, Pb e Zn nas amostras de solos coletadas na área interna do depósito de resíduos sólidos do Aurá (Figuras 5.18 a 5.23). Na avaliação da qualidade ambiental dos solos, também foi considerada a área que está ocupada por resíduos sólidos, a qual foi assinalada como altamente poluída. A

avaliação ambiental das amostras de solos limitou-se preferencialmente às áreas próximas à área ocupada pelos resíduos sólidos.

Os resultados, mostrados nos diferentes mapas interpretativos, indicam que a área próxima aos resíduos sólidos, encontra-se moderadamente poluída com Cd (fase PBD entre 20 e 50%).

A fase PBD do Cr mostrou duas distribuições espaciais, uma área não poluída, localizada à montante da área ocupada por resíduos sólidos, e uma área moderadamente poluída, que se estende numa distância aproximada de 120m a partir do limite da área ocupada por lixo (Figura 5.19).

A distribuição espacial da fase PBD do Cu, Pb e Zn apresentou praticamente o mesmo comportamento, mostrando uma área moderadamente poluída à montante do espaço ocupado por resíduos sólidos, e uma segunda área poluída localizada à jusante, logo após a área ocupada com resíduos sólidos (Figuras 4.61, 4.62 e 4.63).

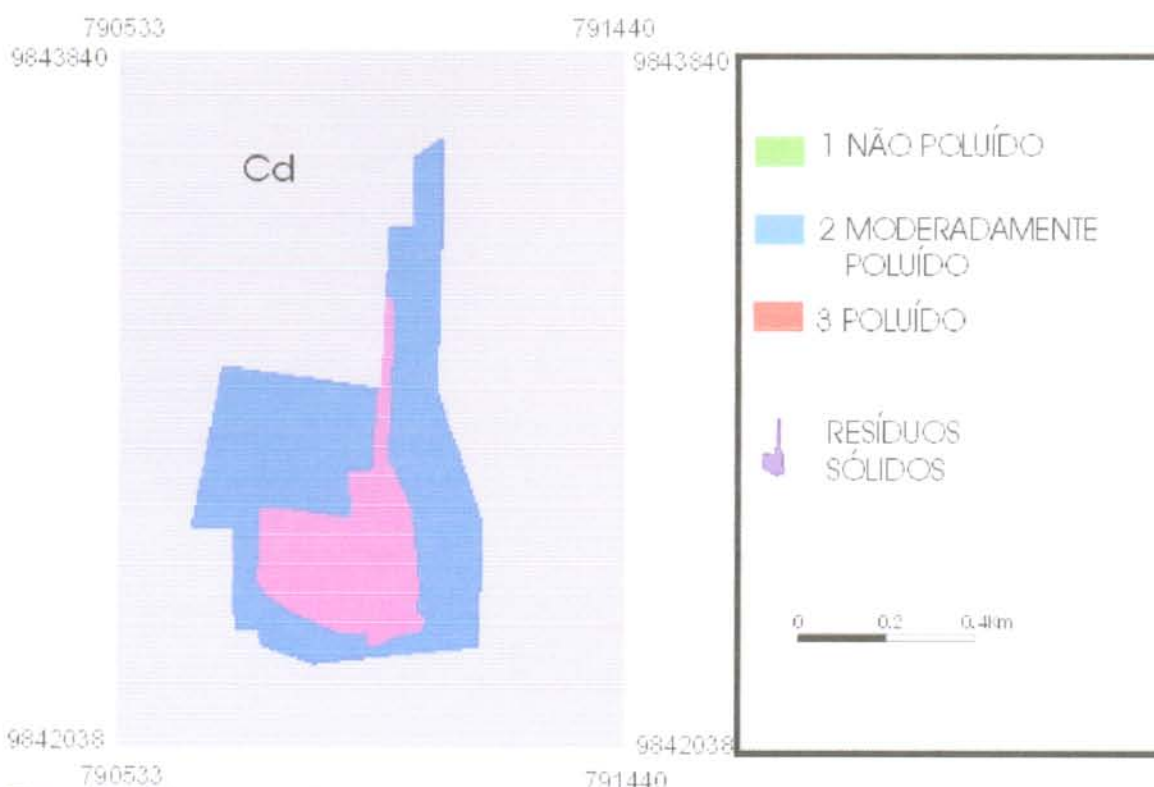


Figura 5.18- Concentração potencialmente biodisponível do Cd em solos e sua distribuição espacial na área de depósito de resíduos sólidos do Aurá.

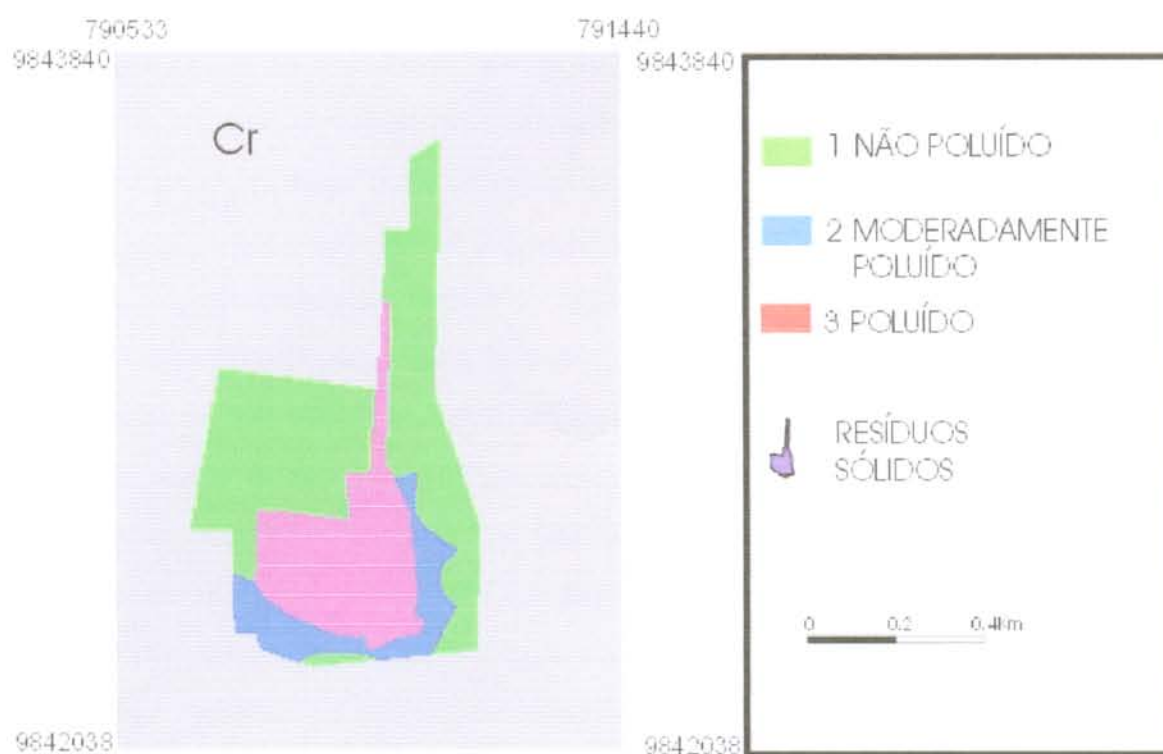


Figura 5.19- Concentração potencialmente biodisponível do Cr em solos e sua distribuição espacial na área de depósito de resíduos sólidos do Aurá.

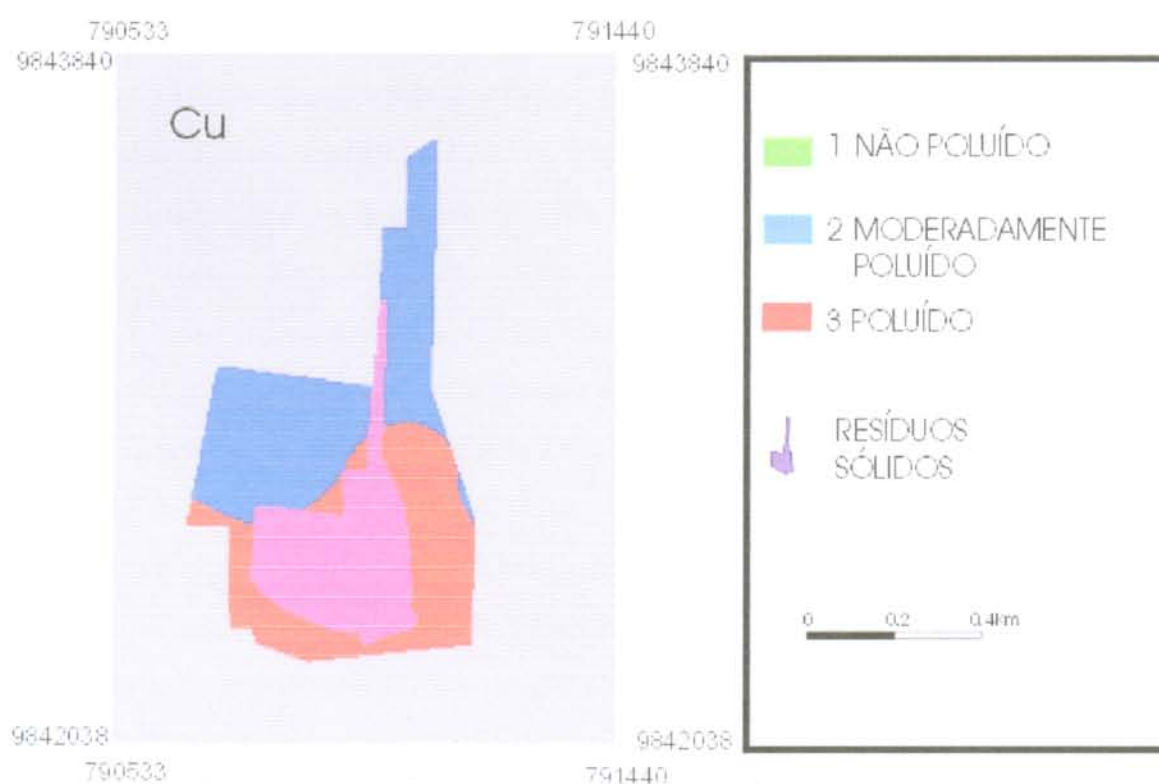


Figura 5.20- Concentração potencialmente biodisponível do Cu em solos e sua distribuição espacial na área de depósito de resíduos sólido do Aurá.

A distribuição espacial da fase PBD, mostra que a localização do depósito de resíduos sólidos na área, está influenciando a qualidade ambiental dos solos. A área que de fato está sendo ocupada por resíduos sólidos é considerada como uma fonte pontual e permanente de poluição antropogênica, e por tanto, considerada como área altamente poluída do ponto de vista de seu potencial de biodisponibilidade (PBD), indicando que esses elementos encontram-se preferencialmente na forma adsorvida, precipitada, cooprecipitada ou complexada com a matéria orgânica, com os óxidos de ferro e manganês e o material argiloso (Tessier *et al.* 1979 e 1982 e Salomons & Forstner 1984).

Mediante o processamento computacional dos mapas temáticos dos metais Cr, Zn, Pb, Cu e Cd, foi elaborado um mapa síntese ou interpretativo, que permite avaliar simultânea e espacialmente a qualidade ambiental dos solos na área, considerando o Potencial de Biodisponibilidade. Os resultados do processo computacional dos diferentes mapas temáticos mostram que, em geral, as áreas mais próximas à área ocupada por resíduos sólidos encontram-se drasticamente afetadas com a maioria dos metais pesados estudados (Figura 5.23)

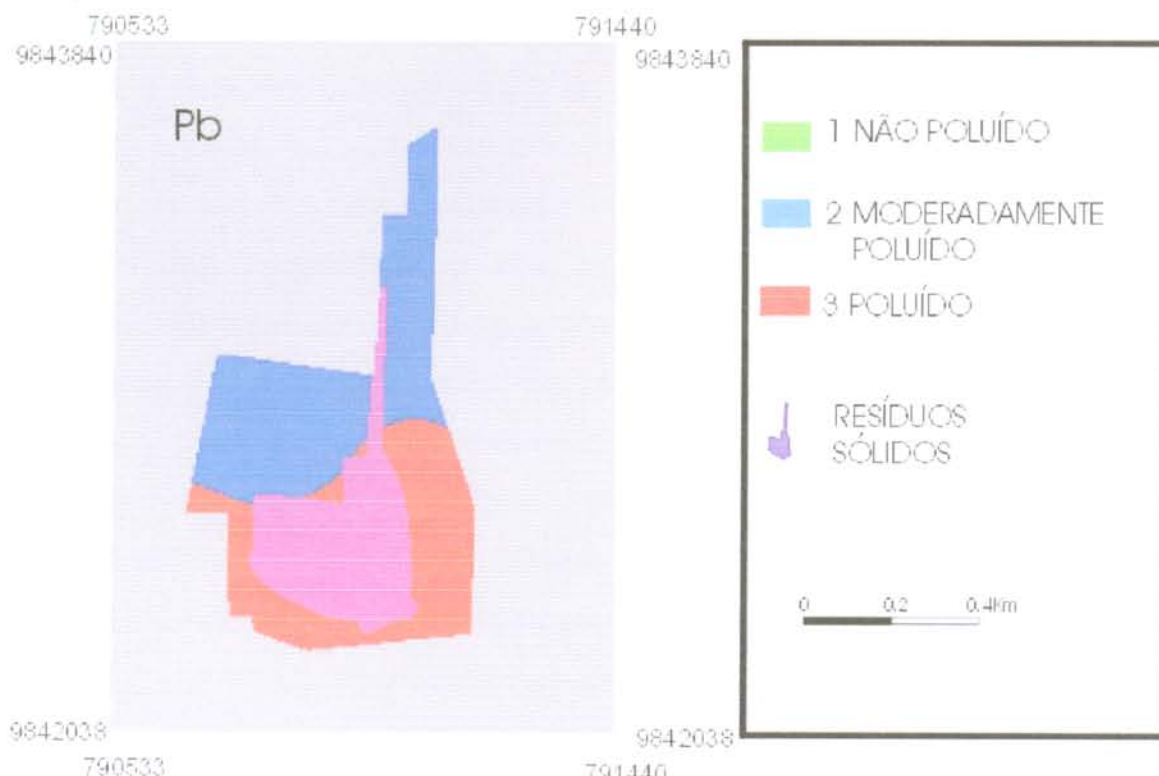


Figura 5.21- Concentração potencialmente biodisponível do Pb em solos e sua distribuição espacial na área de depósito de resíduos sólidos do Aurá.

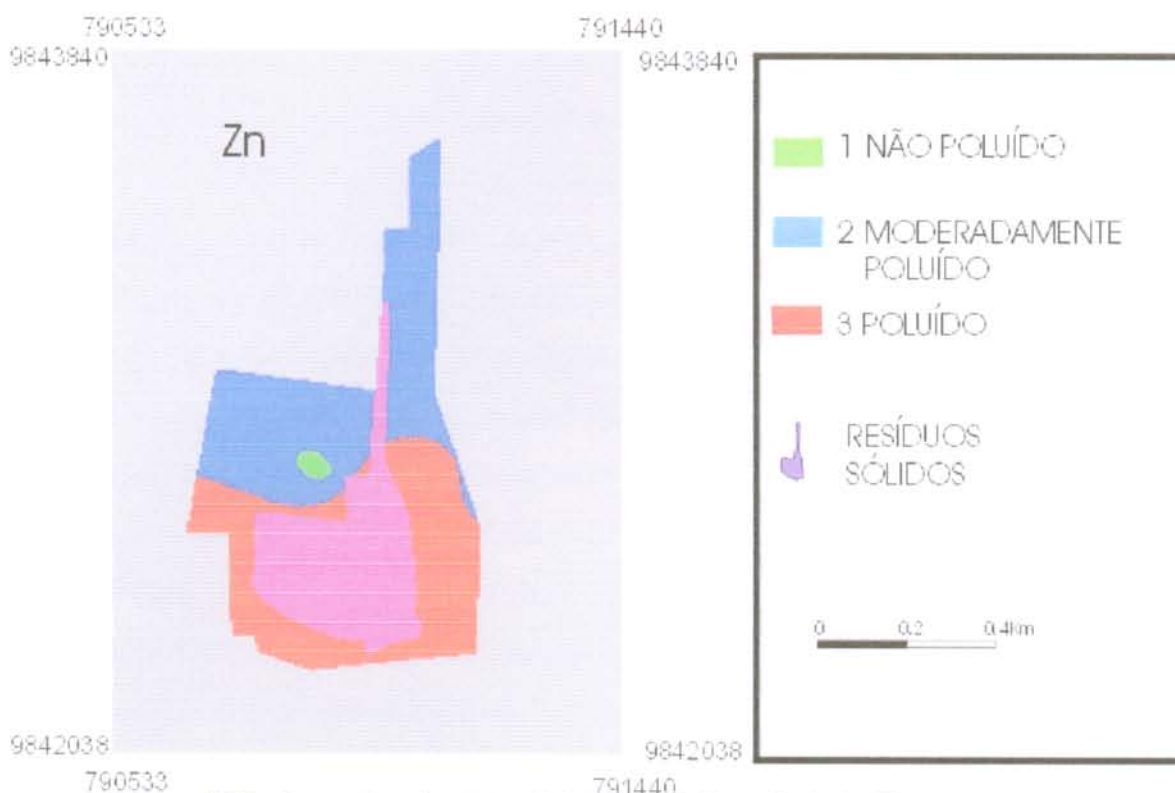


Figura 5.22- Concentração potencialmente biodisponível do Zn em solos e sua distribuição espacial na área de depósito de resíduos sólidos do Aurá.

O mapa interpretativo (Figura 5.23) indica que a porção localizada à jusante justamente do limite da área ocupada pelos resíduos sólidos, encontra-se moderadamente poluída com os metais Cr e Cu e poluída com os metais Zn, Pb e Cd. Uma segunda área localizada logo após a primeira, mostrou-se não poluída com Cr, moderadamente poluída com Cd e poluída com Zn, Pb e Cu. A área que está sendo ocupada como os resíduos sólidos, é considerada como altamente poluída e atua como fonte pontual de poluição antropogênica (FOSTER & HIRATA, 1993).

A área localizada à montante do depósito de resíduos sólidos, evidenciou menos degradação com relação à fração Potencialmente Biodisponível dos metais estudados, indicando que não está poluída com Cr, e que está moderadamente poluída com Zn, Pb, Cu e Cd. O resultado das classes pode ser observado no mapa interpretativo da Figura 5.23.

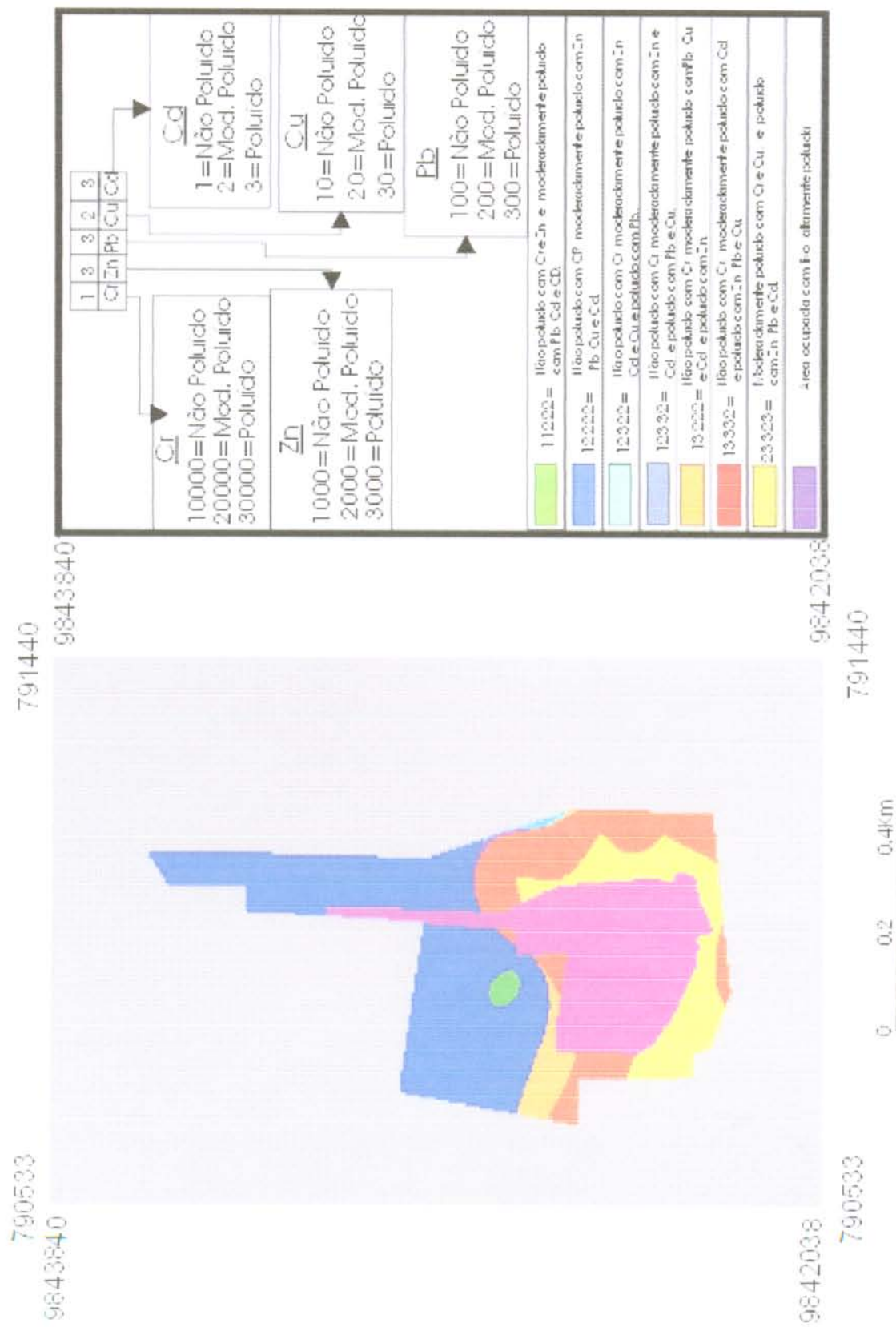


Figura 5.23- Concentração potencialmente biodisponível dos elementos Cr, Zn, Pb, Cu e Cd em solos, e, a sua distribuição espacial na área de depósito de resíduos sólido do Aurá.

6- CONSIDERAÇÕES SOBRE A CONDIÇÃO AMBIENTAL DA ÁREA

As áreas ocupadas por resíduos sólidos, que não cumprem mínimos requisitos técnicos de disposição, reconhecidos pela legislação vigente, podem ser considerados como fontes pontuais e permanentes de poluição antropogênica, que coloca em risco os recursos ambientais localizados na sua área de abrangência (Foster & Hirata, 1993; LEI N° 6938 de 31/08/81 DA POLÍTICA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE).

No caso dos depósitos de resíduos sólidos da região metropolitana de Belém, os riscos mais iminentes identificados, são os relacionados com os recursos hídricos subterrâneos e superficiais. O fato do depósito de resíduos sólidos encontrar-se localizado nas cotas topográficas relativamente baixas (entre 6 e 15 m), numa área de proteção ambiental, que apresenta algumas características geológicas impróprias para ser usada como destino final de resíduos sólidos, principalmente onde o lençol freático muda de raso para aflorante (áreas a jusante dos resíduos), coloca em alto grau de vulnerabilidade o sistema hídrico superficial e subterrâneo. E ainda o fato de a captação de água superficial do rio Guamá pela Companhia de Saneamento do Pará – COSANPA, estar à apenas 150 m da foz do rio Aurá no rio Guamá (Bastos, 1991, Gouvea *et al.*, 1999; Piratoba Morales & Fenzl, 2000).

As variações significativas encontradas na concentração dos parâmetros traçadores de chorume, nos pontos de controle localizados à montante e à jusante da área de abrangência do depósito de resíduos sólidos, mostram que os recursos hídricos da área estão sendo atingidos pelo deslocamento superficial do chorume, oriundo do depósito de resíduos na área. No caso específico dos recursos hídricos superficiais, a sua vulnerabilidade está determinada pela sua proximidade ou afastamento do lugar onde se encontram depositados os resíduos sólidos, pela cota topográfica, pelo tipo de geologia, que pode facilitar o fluxo superficial ou subterrâneo e da entrada e saída da maré, entre outros.

Considerando a cota topográfica de 6 m, como cota crítica na qual os recursos ambientais podem ser atingidos, e desconsiderando a área localizada à montante do depósito de resíduos sólidos, com pouca possibilidade de serem atingidos pelo deslocamento superficial do lixiviado, foi elaborado um mapa que mostra as áreas com maior risco de serem atingidas pelo deslocamento superficial do chorume. Para esse efeito, foi considerada a distância em relação ao depósito de resíduos sólidos.

Os recursos hídricos próximos ao local onde encontram-se depositados os resíduos sólidos, podem ser atingidos e degradados ambientalmente com maior agressividade, já que o lixiviado, devido à pouca distância percorrida, não teve a possibilidade de sofrer os processos

de transformação e biotransformação que podem atenuar a sua virulência ambiental. Nesse sentido, e com ajuda do sistema de informação geográfica (SIG), foram consideradas as distâncias de 200, 1000, 3000 e 5000 m do depósito de resíduos sólidos (Figura 5.24).

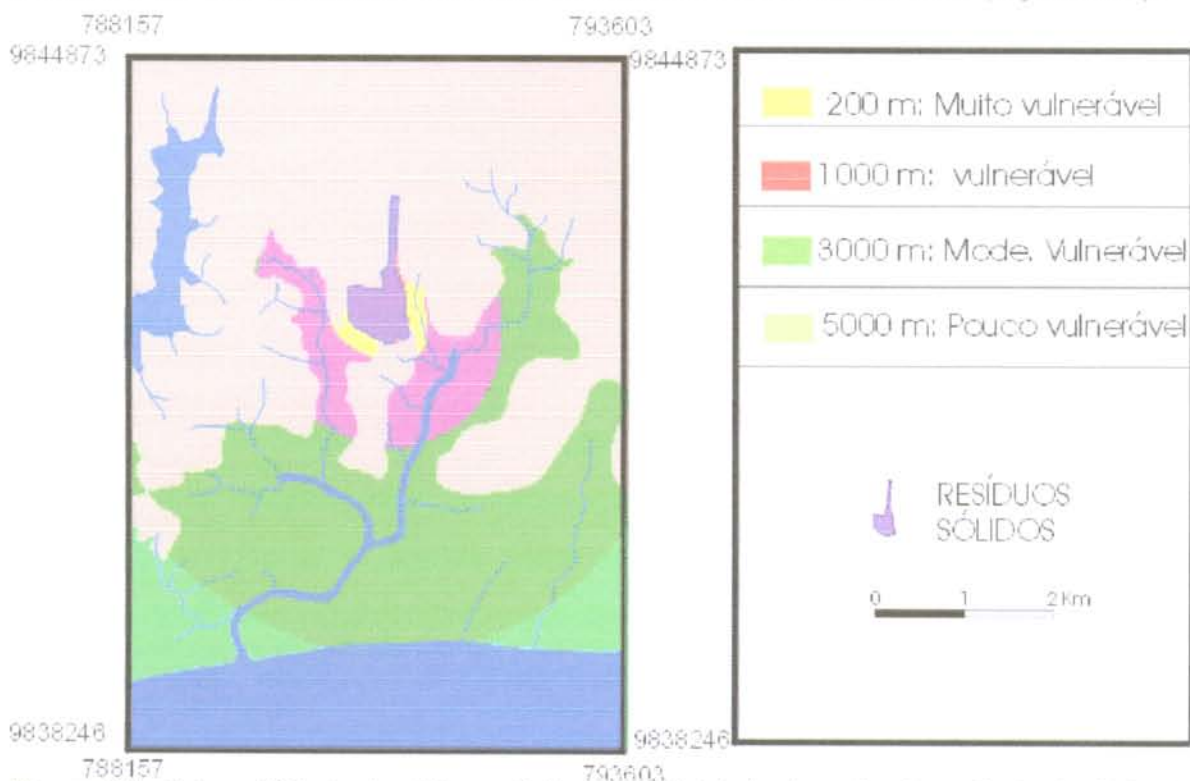


Figura 6.1- Vulnerabilidade do sistema hídrico superficial da área de abrangência do lixão do Aurá, considerando a cota topográfica de 6m e distâncias da área de disposição de lixo de 200, 1000, 3000 e 5000 m.

A Figura 6.1 permite observar que parte da área ocupada com resíduos sólidos, está dentro da cota topográfica de 6 m, indicando que os fluxos de chorume atingem rapidamente o sistema hídrico superficial da área, fato este que foi refletido nos diferentes resultados analíticos realizados nos pontos de controle PA-1, PA-2 e PA-3, mostrando que em geral a concentração dos diferentes parâmetros traçadores de chorume são mais elevados no ponto PA-2, localizado mais próximo da área de depósito de resíduos sólidos e diminuem na medida que vão se afastando. A concentração do sódio e os valores da condutividade elétrica, considerados traçadores de chorume por RHYNER *et al.* (1995), foram maiores no ponto de controle mais próximo da área ocupada por lixo PA-2, e menores nos pontos PA-4 e PA-5, situados mais afastados da área (Figuras 6.2 e 6.3).

As Figuras 6.2 e 6.3 mostram que a distância e os fluxos e refluxos da maré, foram fatores preponderantes nos resultados da concentração do potássio e a condutividade elétrica¹

¹ A maneira de exemplo só foram considerados o potássio e a condutividade como parâmetros traçadores de

nos pontos de controle estudados. Comparativamente, em cada uma das amostras analisadas durante o ciclo de maré, mostram que as maiores concentrações do sódio e os mais elevados valores da condutividade elétrica foram quantificadas no ponto de controle mais próximo (PA-2) e os menores nos pontos de controle mais afastados PA-4 e PA-5. No ponto de bombeamento da COSANPA (PA-5), o sódio e a condutividade, apresentam comportamento aleatório, não permitindo relacioná-lo com os fluxos de chorume proveniente dos resíduos sólidos, sendo a diluição quem explica esse comportamento, já que o potássio e a condutividade elétrica, são considerados parâmetros conservativos (Esteves, 1988).

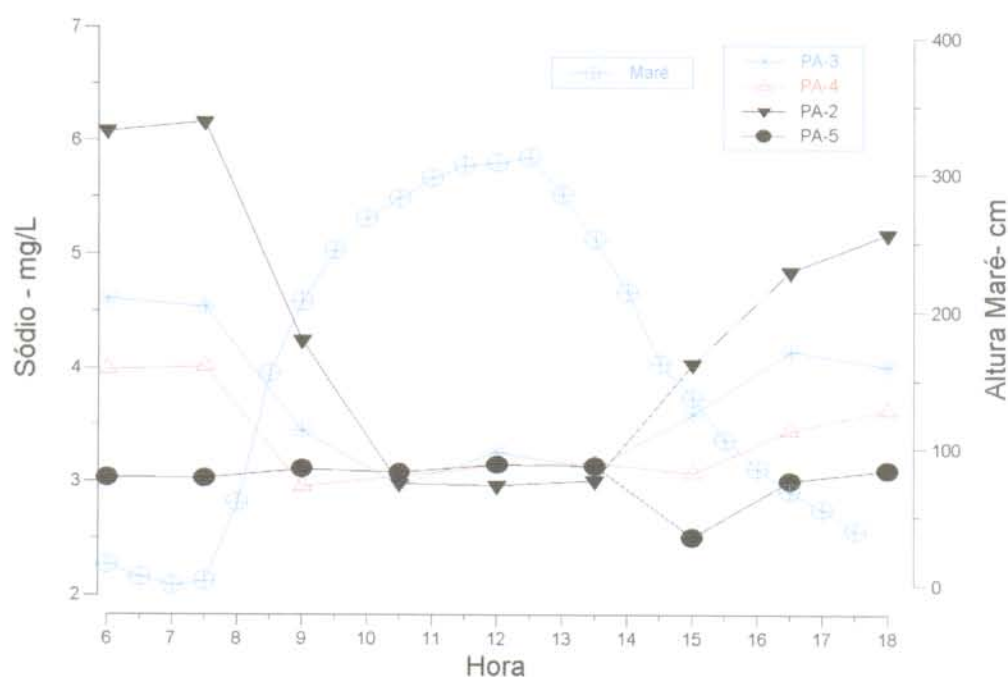


Figura 6.2– Variação da condutividade elétrica nas amostras de águas superficiais nos Pontos de amostragem PA-2, PA-3, PA-4 e ponto de bombeamento (PA-5). (08/02/2001)

Com os resultados do modelamento matemático de cada um dos parâmetros, em relação com altura da maré, dados da velocidade e a descarga do rio Aurá, no ponto de controle PA-4 (seção 4.5.2), pode-se estimar a quantidade líquida (total da quantidade que entra menos a quantidade total que sai num ciclo de maré) de cada um dos parâmetros analisados que saem do depósito de resíduos sólidos para o sistema hídrico local. Nesta estimativa, foram considerados o cloreto, amônia e salinidade, que são alguns dos parâmetros traçadores de chorume. A salinidade foi estimada a partir da condutividade elétrica, um dos

principais parâmetros traçadores de chorume, seguindo a orientação da APHA-AWWA-WPCF (1980).

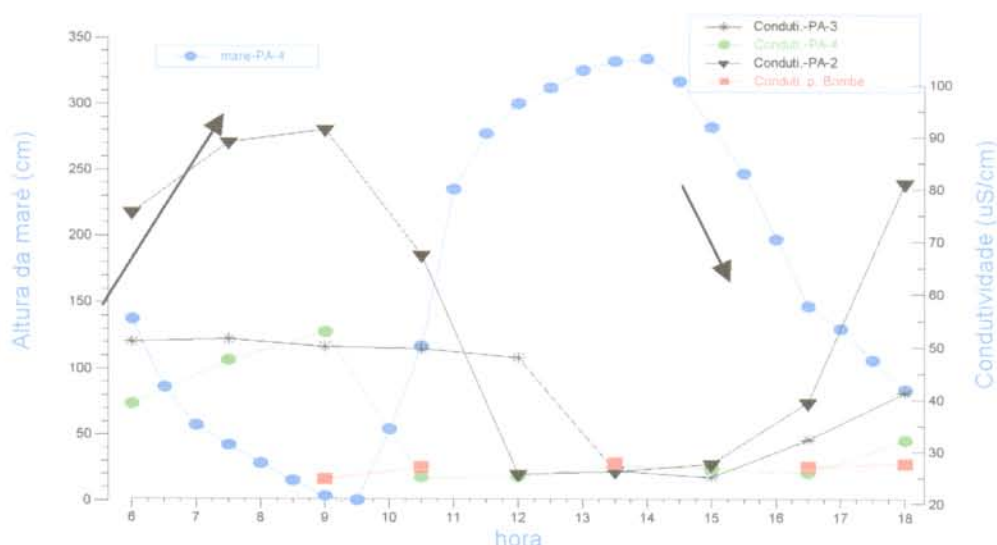


Figura 6.3– Variação da condutividade elétrica nas amostras de águas superficiais nos pontos de amostragem PA-2, PA-3, PA-4 e ponto de bombeamento (PA-5). (08/02/2001)

Visando identificar as variações na composição dos traçadores de chorume durante o ciclo de maré, foram calculados seus respectivos equivalentes grama e representados em diagrama de Piper. No diagrama de Piper é plotado a % de equivalente grama (Figuras 6.4 e 6.5). A proporcionalidade dos equivalentes grama dos diferentes parâmetros traçadores de chorume durante o ciclo de maré, não mostraram diferenças significativas com a sazonalidade, apesar das variações significativas observadas nos seus teores absolutos durante o ciclo de maré, fato já evidenciado nas figuras 6.2 e 6.3.

As Figuras 6.4 e 6.5 permitem deduzir que apesar das variações significativas na concentração desses parâmetros da baixa-mar para a preamar, a proporção existente entre os equivalentes grama dos parâmetros traçadores mais importantes mostraram-se sem alterações importantes indicando que as características geoquímicas dos recursos hídricos, em termos de proporcionalidade, não mudam apresentando-se simplesmente o fenômeno de diluição e concentração dos diferentes traçadores oriundos do chorume causados pelos fluxos e refluxos da maré, em especial do Ca, Na, K e Cl considerados parâmetros conservativos.

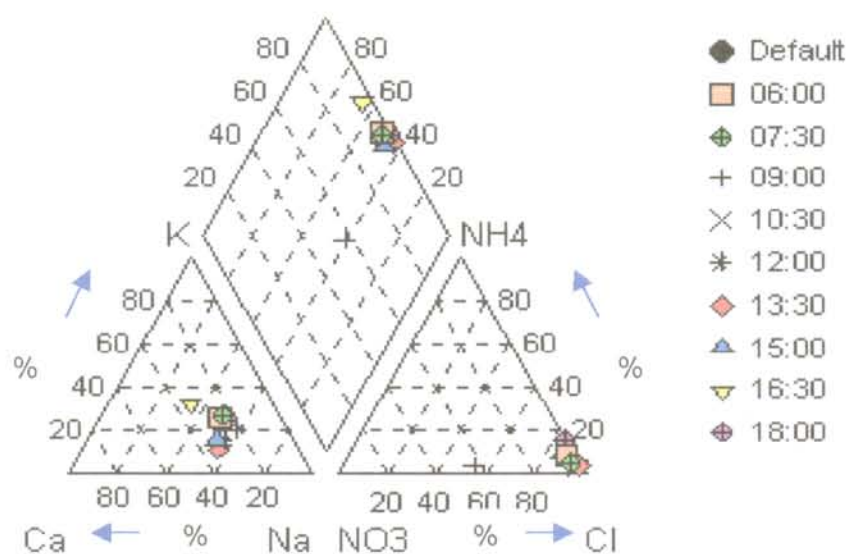


Figura 6.4– Diagrama de Piper que mostra o comportamento dos traçadores do chorume (em eq-grama) durante um ciclo de maré no ponto de controle PA-2 na época de chuva

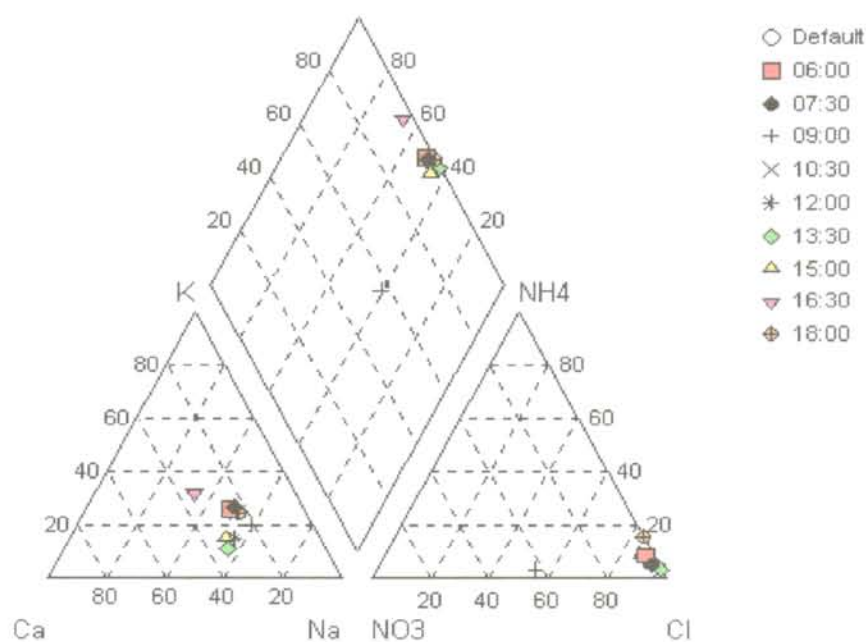


Figura 6.5– Diagrama de Piper que mostra o comportamento dos traçadores do chorume (em eq-grama) durante um ciclo de maré no ponto de controle PA-2 na época de seca.

No cálculo da quantidade líquida de cada parâmetro, foram consideradas as diretrizes dadas na metodologia e as seguintes variáveis; equação determinada estatisticamente, que explica o comportamento de cada parâmetro, em função da altura da maré (obtido mediante análises de regressões na seção 4.5.2), descarga do rio (m^3/s) e volume da água (m^3) a cada 30 minutos durante um ciclo de maré, altura da maré a cada 30 minutos e a concentração do parâmetro estimada a cada 30 minutos (utilizando para isso a equação da concentração em função da altura da maré dada na Tabela 6.1). Os diferentes cálculos encontram-se resumidos na Tabela 6.2.

Tabela 6.1- Equações que explicam melhor o comportamento do cloreto, amônio e salinidade em função da altura da maré no ponto de controle PA-4 (11/2001)

Parâmetro	Função	Equação	R ²
Cloreto	Exponencial	$\text{Mg Cl/L} = 15,81 * e^{(-0,0035 * h)}$	87,6%
Amônia	Exponencial	$\mu\text{M NH}_4^+ = 30,49 * e^{(-0,006 * h)}$	71,9%
Salinidade	Linear	$\mu\text{S/cm} = 172,97 - 0,499 * h$	98,4%

Os resultados dos diferentes cálculos realizados utilizando os dados coletados no ponto PA-4, na data de 11/2001, mostram o volume de água que entra (enchente) é de aproximadamente $2.354.091,0 \text{ m}^3$ e o volume que sai da área de abrangência do depósito (vazante) é de $3.091.645,0 \text{ m}^3$, dando um volume líquido de saída para o rio Guamá de $737.554,0 \text{ m}^3$. Da mesma forma, durante um ciclo de maré a quantidade de cloreto que entra na enchente é de aproximadamente 17.655 kg, e de 30.770 kg a quantidade que sai durante a vazante, dando uma diferença de 13.115 kg de cloreto, que seria o aporte líquido da área de abrangência do depósito de resíduos sólidos para o sistema hídrico da área. Usando a mesma metodologia, estima-se em aproximadamente 417 kg de amônia e 129.767 kg de sais, o aporte da área de abrangência do depósito de resíduos sólidos durante um ciclo de maré. Embora, deve-se salientar que essas quantidades avaliadas para os três parâmetros relatados, são restritas às condições medidas no ponto PA-4, na época de medida (Tabela 6.2 Figura 6.6).

Na avaliação dos riscos de poluição das águas subterrâneas, foram considerados os resultados dos estudos geofísicos mediante a metodologia de Sondagens Elétricas Verticais SEV'S, e do imageamento elétrico, realizados na área em datas e eventos locais diferentes. Os valores das SEV'S realizadas foram comparados com os resultados de Bastos (1991), mostrando que, efetivamente, as camadas geológicas mais superficiais mostraram-se mais condutoras e mais homogêneas em relação a suas propriedades elétricas.

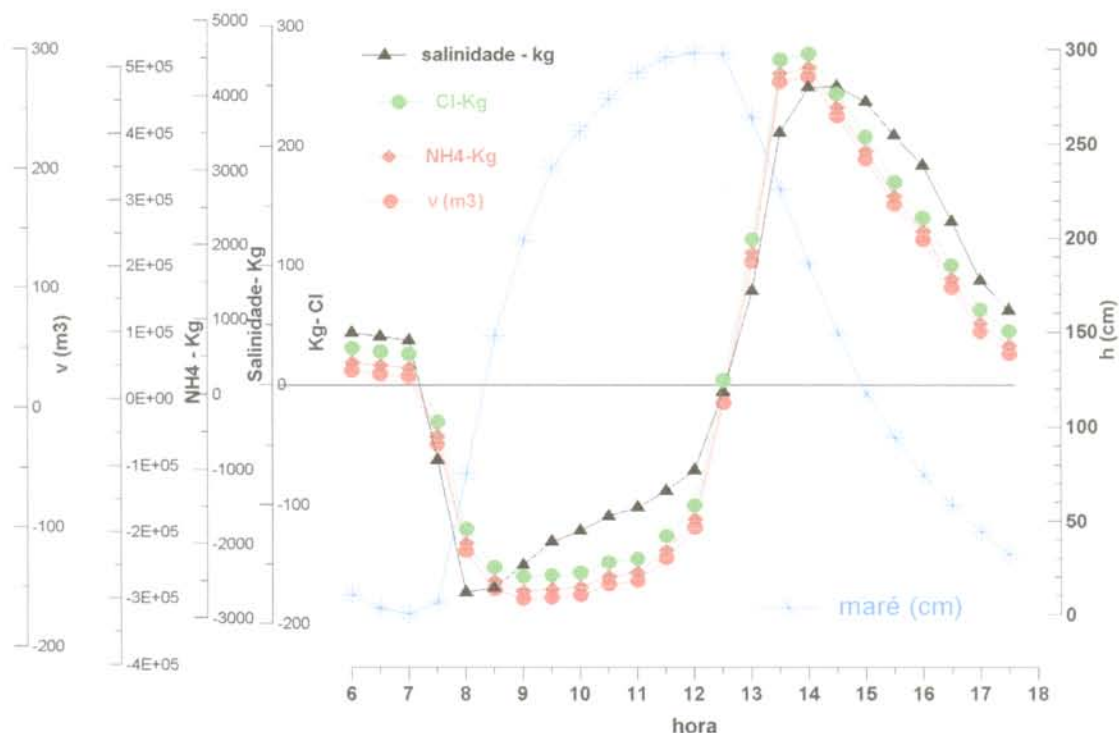


Figura 6.6- Comportamento da quantidade de massa (kg) de cloreto, amônia e salinidade durante um ciclo de maré no ponto PA-4 (11/2001).

Essas mudanças nas características elétricas das camadas mais rasas foram confirmadas pelo estudo estatístico multivariado de componentes principais, que identificou variação temporal nas características elétricas das camadas em relação à profundidade. Os estudos de Bastos (1991), mostraram homogeneidade nas camadas mais profundas, enquanto que os resultados das SEV'S, 7 (sete) anos após a área ter se transformado em depósito de lixo, evidenciaram uma homogeneidade nas camadas mais rasas, causada pelo deslocamento superficial e subterrâneos de chorume, pois a resistividade elétrica é função principalmente das sais dissolvidas na água subterrânea que preenche a porosidade dos sedimentos.

O sistema de imageamento elétrico realizado permitiu detectar anomalias na condutividade até distâncias de aproximadamente 120 metros radialmente à área ocupada por resíduos sólidos. Os resultados do método indireto foram confirmados pelos resultados realizados mediante a metodologia direta (análises químicas em amostra de água coletadas nos poços de monitoramento), especialmente nas amostras coletadas dos poços PM-7 (localizado a aproximadamente a 100 metros à jusante dos limite sul dos resíduos) e PM-3 (localizado

aproximadamente a 45 metros dos resíduos sólidos no setor oeste). Considerando os resultados dos estudos de caracterização hidrogeológica (ensaios de bombeamento, cálculo de porosidade e gradientes hidráulicos, velocidade e sentido dos fluxos), pode-se dizer que tanto as medidas diretas como indiretas realizadas na área são coerentes e refletem as características do tipo de material geológico encontrado na área.

Tabela 6.2- Quantidade de cloreto, amônia e salinidade lançados no sistema hídrico local em um ciclo de maré no ponto de controle PA-4 .

Tempo	Volume	h maré	Cl ⁻	Total Cl ⁻	NH ₄ ⁺	Total NH ₄ ⁺	Conduti	Sais	Total Sais
	(m ³)	Cm	Mg/L	Kg	Mg/L	kg	US/cm	Mg/L	Kg
6:00-7:30	53362,8	10,0	15,3	815	0,52	27,6	168,0	126,0	6723
6:30-7:00	48958,5	3,0	15,6	766	0,54	26,4	171,5	128,6	6296
7:00-7:30	45124,5	0,0	15,8	713	0,55	24,8	172,9	129,7	5854
7:30-8:00	-56367,4	6,0	15,5	-873	0,53	-29,8	169,9	127,5	-7186
8:00-8:30	-218313,0	75,0	12,2	-2655	0,35	-76,4	135,5	101,7	-22194
8:30-9:00	-275491,0	148,0	9,4	-2595	0,23	-62,2	99,1	74,3	-20481
9:00-9:30	-290667,0	199,0	7,9	-2290	0,17	-48,3	73,7	55,3	-16061
9:30-10:00	-287427,0	238,0	6,9	-1976	0,13	-37,8	54,2	40,7	-11687
10:00-10:30	-284580,0	257,0	6,4	-1830	0,12	-33,4	44,7	33,5	-9547
10:30-11:00	-268570,0	274,0	6,1	-1628	0,11	-28,5	36,2	27,2	-7302
11:00-11:30	-262215,0	288,0	5,8	-1513	0,10	-25,6	29,2	21,9	-5755
11:30-12:00	-229085,0	296,0	5,6	-1285	0,09	-21,3	25,2	19,0	-4342
12:00-12:30	-181375,0	298,0	5,6	-1011	0,09	-16,7	24,2	18,2	-3302
12:30-13:00	6045,8	298,0	5,6	34	0,09	0,6	24,2	18,2	110
13:00-13:30	218579,0	264,0	6,3	1372	0,11	24,6	41,2	30,9	6760
13:30-14:00	488138,4	226,0	7,2	3499	0,14	69,0	60,2	45,2	22040
14:00-14:30	497659,7	186,0	8,2	4104	0,18	89,5	80,2	60,1	29920
14:30-15:00	437780,2	149,0	9,4	4109	0,22	98,3	98,6	74,0	32382
15:00-15:30	372006,0	117,0	10,5	3905	0,27	101,2	114,6	85,9	31972
15:30-16:00	304112,9	94,0	11,4	3460	0,31	95,0	126,1	94,6	28754
16:00-16:30	250739,3	74,0	12,2	3060	0,35	88,3	136,0	102,0	25585
16:30-17:00	178750,8	58,0	12,9	2307	0,39	69,3	144,0	108,0	19310
17:00-17:30	111687,1	44,0	13,6	1514	0,42	47,1	151,0	113,3	12650
17:30-18:00	78699,6	32,0	14,1	1112	0,45	35,6	157,0	117,8	9267
18:00		19,0							
Total neto	737554			13115		417			129767

Nota: Os valores da condutividade elétrica foram multiplicados por um fator de 0,75 para estimar o valor da salinidade (APHA-AWWA-WPCF, 1980)

Os diferentes estudos desenvolvidos nos recursos hídricos subterrâneos mostram a eminente vulnerabilidade dos recursos hídricos subterrâneos da área. A existência do aquífero livre justamente abaixo do depósito de resíduos sólidos, é uma clara evidência de que os recursos hídricos da área estão sendo atingidos e alterados ambientalmente pelo chorume

produzido na degradação dos resíduos sólidos. Seguindo parcialmente a metodologia de Foster & Hirata (1993), foram identificadas as principais variáveis que localmente podem influenciar na vulnerabilidade dos recursos hídricos subterrâneos locais, essas variáveis são as seguintes:

- o tipo e espessura de camada litológica superficial: representada por material siltico-argiloso, argilo-arenoso, argiloso e siltico-arenoso (Figura 6.6). Para simplificar as análises foram consideradas duas classes de material de cobertura, uma representada pelas camadas arenosas, e uma segunda representada pelas camadas areno-siltosas, areno-argilosas e argilosas. É evidente que as áreas onde existem camadas arenosas há maior possibilidade de ocorrer a infiltração que nas áreas ocupadas com camadas argilosas, e em menor escala por camadas areno-siltosas ou areno-argilosas (Figura 6.7);

- o local onde estão depositados os resíduos sólidos: uma parte da área, de propriedade da Prefeitura Municipal de Belém, está ocupada com os resíduos sólidos e lagoas de chorume, apresentando maiores riscos para o lençol freático ser atingido pela infiltração do chorume. O lençol freático em áreas que não estão ocupadas apresenta menor risco de ser atingido por chorume infiltrado (Figura 6.8);

- a profundidade do lençol freático: a profundidade do lençol freático foi classificada em quatro categorias, a primeira que mostra a profundidade do lençol > 2m, uma segunda com profundidade compreendida entre 1 e 2 m, a terceira com profundidade do lençol entre 0,5 a 1 m e uma quarta área com profundidade do lençol freático < 50 cm. As áreas com lençol freático <0,5 m oferecem altos riscos de serem poluídas por chorume (Figura 6.9).

Tabela 6.3- Pesos adotados para o risco do lençol ser atingido pela infiltração de chorume.

a)- profundidade do lençol freático	
Pesos	Profundidade
1	> 2m
2	Entre 1 e 2 m
3	Entre 1 e 50 cm
4	< 0,5 m
b)- áreas ocupadas ou não por lixo	
Pesos	Profundidade
1	Área ocupada coberta com lixo
2	Área não coberta com lixo
c)- constituição geológica	
Pesos	Profundidade
1	Camadas argilosas e siltosas
2	Camadas arenosas

Foram adotados pesos diferentes para cada variável em função de importância dessa variável para facilitar ou retardar a chegada de chorume ao lençol freático. Quanto maior for a importância do atributo maior será o peso, isto é, maior o risco do lençol ser atingido pela infiltração do chorume. Na avaliação dos atributos; profundidade do lençol freático, tipo de cobertura geológica e áreas ocupadas por lixo foram consideradas as seguintes classes (Zuquete, 1987):



Figura 6.7- Litologia da área de depósito de resíduos sólidos do Aurá (complementado de Bastos, 1991)

As três variáveis consideradas apresentam também uma ponderação diferente mediante uma matriz de correlação que permite confrontar uma a uma as diferentes variáveis consideradas e sua ponderação em relação à possibilidade de permitir ou retardar a contaminação do lençol freático. A Tabela 6.4 mostra as variáveis consideradas e seus pesos ponderados.

Tabela 6.4- matriz de correlação com os pesos adotados para o risco do lençol ser atingido pela infiltração de chorume.

	Profundidade do lençol	Tipo de cobertura litológica	Área ocupada ou não por lixo
Profundidade do lençol	1		
Constituição geológica	1	1	
Área ocupada ou não por lixo	2	2	1

A matriz de correlação da Tabela 6.4 mostra os diferentes pesos ponderados de cada uma das variáveis ou atributos, mostrando maior ponderação à variável que considera se a área está ou não ocupada por lixo. A profundidade do lençol freático apresenta a mesma ponderação que o tipo de camada geológica (relação 1:1), enquanto que essas duas variáveis apresentam uma relação de metade (1:2) em relação à variável que considera se a área está ou não ocupada por lixo.

Processadas essas relações de pesos ponderados entre os atributos considerados, é originada uma taxa de consistência para cada um dos atributos considerados (Tabela 6.5)

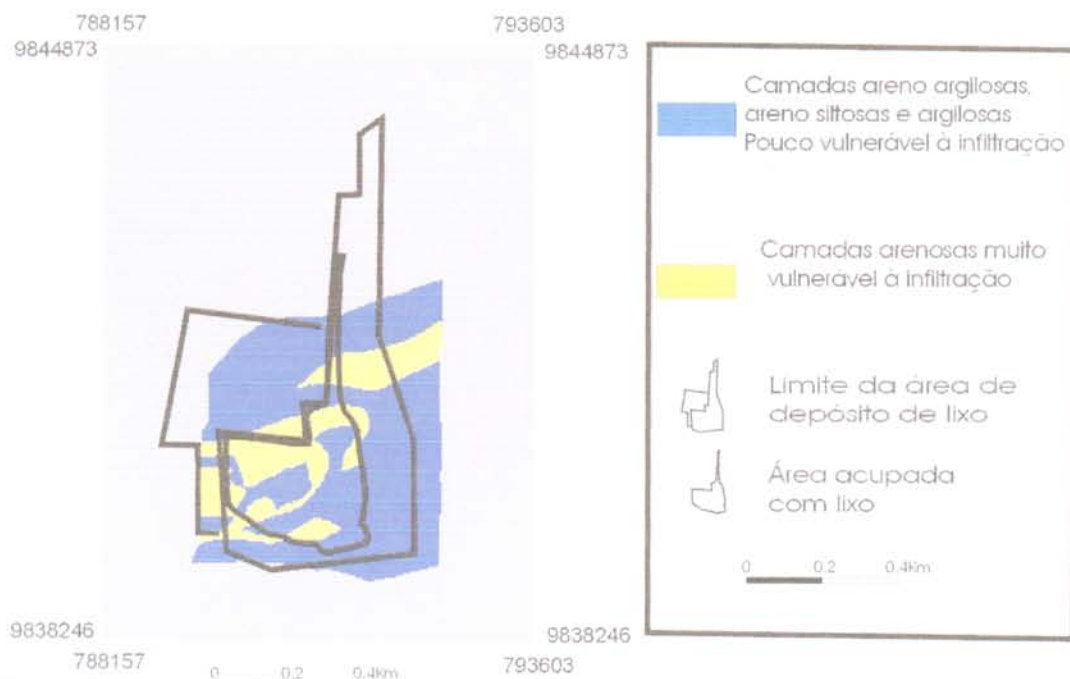


Figura 6.8- Distribuição espacial de camadas arenosas muito vulneráveis a infiltração e camadas argilosas, areno-argilosas e siltico-argilosas com menor vulnerabilidade à infiltração



Figura 6.9- Distribuição espacial da área ocupada com resíduos sólidos e lagos de chorume em relação à área interna do depósito de resíduos sólidos.

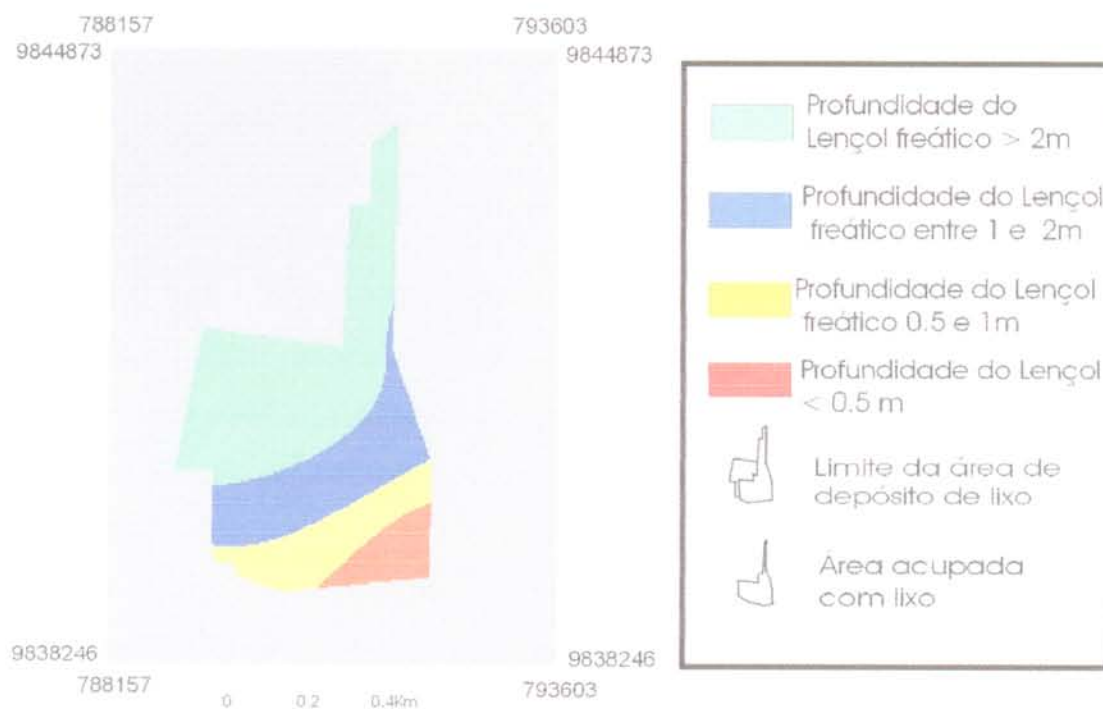
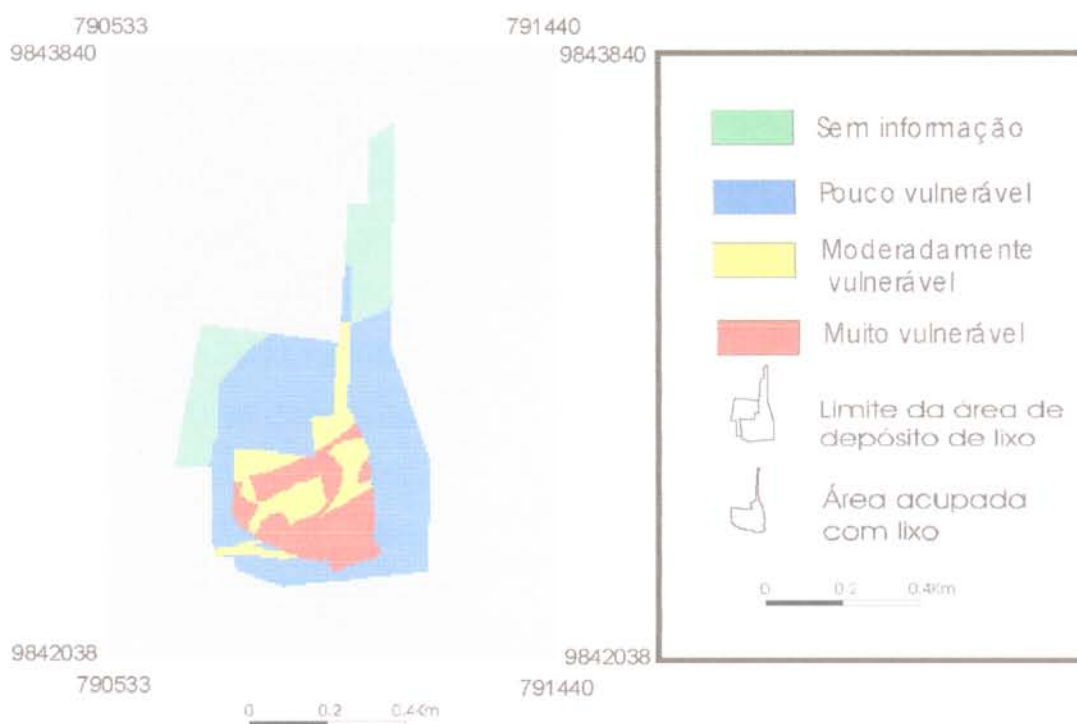


Figura 6.10- distribuição espacial da profundidade do lençol freático na área interna do depósito de resíduos sólidos do Aurá, na época de chuva.

Tabela 6.5- valores da taxa de consistência para cada um dos atributos considerados

Atributos	Pesos
Profundidade do lençol freático	0,25
Tipo de camada litológica de cobertura	0,25
Áreas ocupadas ou não por lixo	0,50
Taxa de consistência	0,0

**Figura 6.11-** Distribuição espacial das áreas com maiores e menores riscos de serem atingidas pela infiltração de chorume.

O sistema de informação geográfica permite processar os três atributos com valores ponderados diferentes, e, cada atributo com características internas também diferentes. No caso da avaliação do risco do lençol freático ser atingido pela infiltração do chorume manipulação de mapas temáticos contendo os diferentes atributos, originam um mapa interpretativo que mostra espacialmente as diferentes áreas e seus graus de vulnerabilidade para serem atingidas pela infiltração do chorume. Nesse caso, as áreas com maior vulnerabilidade são aquelas que estão cobertas com lixo, em áreas de profundidade do lençol freático menor a 50 cm, e com a presença de camadas arenosas, enquanto que as áreas com menores possibilidades de serem atingidas por chorume infiltrado são aquelas que não estão cobertas com lixo, apresentam profundidades de lençol freático acima de 2 m e estão cobertas por camadas argilosas. Com essas duas condições extremas, é gerada especialmente uma

variada gama de áreas com diferentes características, que representam diferentes graus de vulnerabilidade para serem atingidas pela infiltração do chorume. A Figura 6.11 representa um mapa interpretativo reprocessado que mostra sinteticamente as áreas com maior possibilidade de serem poluídas pela infiltração do chorume.

Em relação à qualidade ambiental de solos e sedimentos considerando a concentração dos metais analisados, pode-se afirmar que, apesar de críticas em relação à metodologia operacionalmente definida como extração seqüencial ou especiação, essa metodologia transformou-se em uma ferramenta útil na avaliação ambiental de solos e sedimentos em relação a metais pesados. No caso das amostras de sedimentos, os resultados obtidos mediante a metodologia de concentração total, tradicionalmente utilizada, e mediante a utilização da fração percentual da fase geoquímica potencialmente biodisponível, mostraram algumas diferenças significativas, indicando que nem sempre concentrações totais elevadas são indicativo de poluição.

De acordo com a concentração total do Cr quantificado na época de chuva, os sedimentos estariam fortemente poluídos com este elemento, enquanto que em relação à participação percentual da fase Potencialmente Biodisponível (PBD), os sedimentos não estariam poluídos com esse elemento.

Situação similar foi observada com o Zn e Pb nos sedimentos na época de chuva. Levando em consideração a concentração total, os sedimentos não estariam alterados ambientalmente, fato que contrasta significativamente quando os mesmos sedimentos são avaliados utilizando a participação percentual da fase geoquímica da fase Potencialmente Biodisponível (PBD), que mostra os sedimentos altamente poluídos com esses dois elementos. Os resultados anteriores retificam a utilização da metodologia de extração seqüencial e a fração potencialmente biodisponível dos metais em amostras de sólidos, como ferramenta mais confiável para avaliar a sua qualidade ambiental.

7- CONCLUSÕES

Os diversos resultados obtidos utilizando métodos diretos e indiretos evidenciam que os recursos ambientais da área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá estão sendo atingidos pelos poluentes originados na sua degradação e apresentam altos riscos nas áreas circunvizinhas.

O tratamento estatístico de dados geofísicos realizados na área mostram que as condições elétricas do terreno foram drasticamente afetadas após a área ter sido transformada em depósito de lixo, mostrando reduções até de 80 vezes da resistividade antes da área ser transformada em depósito de lixo. A eletroresistividade possibilitou também a delineação da pluma de contaminação em área e em profundidade.

Ensaio de bombeamento realizados na área apresentam valores de condutividade hidráulica entre $1,1 \times 10^{-3}$ a $0,9 \times 10^{-3}$ cm/s, com valores da porosidade efetiva de aproximadamente 28%, valor médio do gradiente hidráulico de 0,695%, mostrando que os fluxos subterrâneos se deslocam a uma velocidade de aproximadamente 14,79 m/ano, velocidade que coincide com a identificação de parâmetros traçadores de chorume em poços de monitoramento localizados na área.

Os resultados analíticos dos principais parâmetros traçadores de chorume em amostras de águas subterrâneas, complementados com estudos de eletroresistividade, indicam que os resíduos sólidos depositados na área tem originado uma pluma de contaminação que se desloca espacialmente na direção sul, contaminando os aquíferos que apresentam conexão mediante camadas altamente permeáveis que afloram na área onde estão depositados os resíduos sólidos.

Os resultados dos testes estatísticos multivariados, aplicados aos resultados analíticos nas amostras de águas superficiais nos pontos de controle do sistema hídrico da área, indicam que existe diferença significativa nessas amostras, evidenciando que os recursos hídricos da área encontram-se alterados ambientalmente pelo deslocamento superficial do chorume originado na degradação dos resíduos sólidos.

O comportamento inversamente proporcional existente entre a concentração dos principais parâmetros traçadores de chorume e a altura da maré, coloca em evidência que os fluxos de chorume atingem com maior intensidade os recursos hídricos na baixa-mar.

Considerando a participação percentual da fase geoquímica potencialmente biodisponível, pode-se deduzir que em geral os sedimentos da área de abrangência estão sendo poluídos com os metais chumbo (Pb), zinco (Zn) e manganês (Mn), moderadamente

poluídos com Cu, Ni e Cd e não poluídos com Cr.

Os resultados obtidos no ponto de captação da COSANPA no rio Guamá para os lagos Água Preta e Bolonha não permitem afirmar que esses recursos estão atingidos pelo deslocamento superficial do chorume, evidenciando que os parâmetros traçadores de chorume podem estar sendo atenuados por fatores biológicos, químicos e físicos, especialmente os efeitos de diluição.

Com os valores da descarga no rio, quantidade de volume de água que entra que sai da área de abrangência do Aurá, e o comportamento da concentração de alguns dos poluentes traçadores de chorume, estima-se que o depósito de resíduos sólidos, durante o ciclo de maré considerado, estaria despejando aproximadamente 13115 kg de cloreto, 417 kg de amônia e 129767kg.

Os principais problemas ambientais detectados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá são os causados pelo deslocamento superficial e subterrâneo de chorume que está atingindo os recursos ambientais da área.

A utilização de um sistema de informação geográfica permitiu identificar espacialmente as áreas mais vulneráveis a serem atingidas pela infiltração de chorume, mostrando que os riscos maiores ocorrem nas áreas onde o lençol freático encontra-se a menos de 50 cm de profundidade, áreas onde afloram as camadas arenosas e áreas ocupadas por lixo. Da mesma forma as áreas mais vulneráveis para serem atingidas pelo deslocamento de chorume localizam-se nas cotas topográficas menores a 6 m e mais próximas do depósito de resíduos sólidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT. 1985. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 8849-ABR/1985. Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos. 9p.
- ABNT. 1987. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**, NBR 10.007 AMOSTRAGEM de resíduos. 14p.
- ABNT. 1997. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**, NBR 13895 Construção de poços de monitoramento e amostragem. 21p.
- ABGE. 1996. *Ensaio de permeabilidade em solos, orientações para sua execução no campo* 3ª Edição. Associação Brasileira de Geologia de Engenharia. Boletim 04. São Paulo, SP. 42p.
- ABGE, 1998. *Geologia de Engenharia/ editores Antonio Manoel dos Santos Oliveira, Sérgio Nerten Alves de Brito*. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia. Patrocínio CNPq, Fapesp. 586p.
- ALMEIDA, F.F.M. 1978. A Evolução dos Crátons Amazônicos e do São Francisco comparado com seus homólogos do hemisfério norte. In: **Congresso Brasileiro de Geologia, 30**. Recife. *Anais...* Recife. SBG, Sociedade Brasileira de Geologia. V.6, p.2392-2407.
- AMINOT, A & CHAUSSEPIED, M. 1983. *Manuel des Analyses Chimiques en Milieu Marin. Center National pour L'Exploitation Océans. Brest*. 395p.
- APHA-AWWA-WPCF. 1980. *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 15 th edition. Boston. 1134p.
- BADRI, M. & ASTON, S.R. 1983. *Observation on heavy metal geochemical associations in polluted and non-polluted estuarine sediments. Environ. Pollution*, 6: 181-193.
- BASTOS, R. G. P. 1991. *Mapeamento por Método Geofísico das Camadas Permeáveis na Área do Complexo de Destino Final dos Resíduos Sólidos da Região Metropolitana de Belém*. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 117p. (Trabalho de Conclusão de Curso).
- BAUMGARTEM, M.G; ROCHA, J.M. & NIENCHESKI, L.F. 1996. *Manual de Análises em oceanografia química*. Rio Grande do sul. 132p.
- BEHYMER, T.D. & HITES, R.A. 1988. *Environ. Sci. Technol.* **22**, 1311.

- BENSON, R; GLACUMCUM, R.A. & NOEL, M.R. 1988. *Geophysical for Sensing Buried Wastes and Waste Migration. National Water Well Association*. Dublin, Ohio. 236p.
- BENN, F.R. & McAULIFFE. 1980. *Química e Poluição*. Livros Técnicos e Científicos/EDUSP, São Paulo. 196p.
- BENSON, R.; GLACCUM, R.A. & TECHNOS, M.R. 1988. *Geophysal Techniques for Sensing Buried Wastes and Waste Migration*. Dublin. National Water Well Association. 236p.
- BERMAN, E. 1980. *Toxic metals and their analysys. London*. Hesden and Son Ltda. 293p.
- BERNARDES JUNIOR, C.; PLACKAK, G.M.S. & D'AMBROSIO, J. 1985. *Avaliação de impacto ambiental provocado por locais de disposição de resíduos sólidos*, In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária ABES, Maceió. *Anais...* Maceió.
- BJORSETH, A. 1983. (Ed.) *Handbook of Polycyclic Aromatic Hidrocarbons*; Marcel Dekker: Neww York.
- BÓDOG, I., POLYÁK, K. & HLAVAY, J. 1996. *Determination of heavy metals in lake and river sedimento by selective leaching. Intern. J. Environ. Anal. Chem*, **66**:79-94
- BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, E.W.A. 1993. *Manual de tratamento de águas residuárias industriais*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental CETESB. São Paulo. 764p.
- BUSTOS, L. M.C. 1999. *Estudo geoquímico de hidrocarbonetos e metais pesados em sedimentos recentes e material vegetal do rio Bogotá e rio Magdalena, Colômbia*. Universidade Federal do Pará, UFPa. Centro de Geociências Curso de Pós-graduação em Geologia e Geoquímica. 128p.(Tese de Mestrado).
- BRISÉÑO, C.O. & RODRIGUEZ, L. 1986. *Química General*. Curso universitário. Editores PIME LTDA. Bogotá Colombia. 551p.
- CABRAL, J. 1997. *Movimento das águas subterrâneas*. In: CPRM, 1997. Hidrogeologia Conceitos e Aplicações. Coordenadores: Fernando Antônio Carneiro Feitosa, João Manoel Filho. Fortaleza (ed.): CPRM, LABHIDUFPE, 1977. P.35-51.
- CARVALHO, 1995. *Fundamentos da Geoquímica dos Processos Hexógenos*. Bureau Gráfica e Editora Ltda. Salvador Bahia. 239p.
- CETESB. 1986. *Incineração de resíduos sólidos domiciliares*, São Paulo, Agosto, 1986.

- CHAKRAPANI, GC.J. & SUBRAMANIAM, V. 1993. Heavy metals distribution and fractionation in sediments of the Mohamadi River basin India, **Environmental** 22:80-87.
- CORDEIRO, C.A. 1987. **Estudo da salinização no estuário do rio Pará no trecho Belém-Mosqueiro. Belém**. Universidade Federal do Pará, centro de Geociências. Curso de Pós-Graduação em Geologia, Centro de Geociências, UFPA, 1987. 109p. (Tese de Mestrado).
- COSTA, A. L.; ZANINI, L.F.; DIAS, N.L. & CORREA, O. 1992. *Metodologia Geofísica para detecção de contaminação de águas subterrâneas: caso do lixão da estrada da Palha. Ciência e Tecnologia*. 24-37p.
- CPRM, 1997. **Hidrogeologia Conceitos e Aplicações/Coordenadores**: Fernando Antônio Carneiro Feitosa, João Manoel Filho (ed.). Fortaleza: CPRM, LABHIDUFPE, 1977. 412p.
- CUSTODIO, E & LLAMAS, M.R. 1976. **Hidrologia Subterrânea. Barcelona**. Ediciones Omega. Vol. 1 e 2.
- CYR, F., MEHRA, M.C. & MALLET, V.N. 1987. **Bull. Environ. Contam. Toxicol**, 38: p.775.
- DREVER, J.I. 1982. **The Geochemistry of Natural Waters. New Jersey. Second edition**. 430p.
- DUARTE, R. DE G. 1977. **Coleta e tratamento de Resíduos Líquidos de Pequenas Comunidades In**: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 9, Belo Horizonte, 1977. Anais. Belo Horizonte, SBES. p.72-77.
- EIA/RIMA-SESAN. 1991. **Estudo de Impacto Ambiental Complexo de Destino Final de Resíduo Sólido da Região Metropolitana de Belém**. V.1 e 2. FADESP. Informe final. 279p.
- EMBRAPA, 1979. **Manual de Métodos de Análise de solo. Empresa Brasileira de Pesquisa Agro-pecuária**. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Rio de Janeiro. 119p.
- EPA- **United States Environmental Protecting Agency** (1977/1984/1998/1999/2000). Disponível em: <http://epa.gov>. Acesso em: 22maio 2000.
- ESTEVES, F.A.D. 1988. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro. Ed. Interciencia. 575p.

- FETTER, C.W. 1994. *Applied Hydrogeology*. 3^o. Edition. New Jersey. 691p.
- FILHO, S.M. 1996. *As águas subterrâneas de Belém e adjacentes: Influência da formação Pirabas e parâmetros físico-químicos para medidas de qualidade*. Belém. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências da. 128p. (tese de mestrado).
- FÖRSTNER, U. & SALOMONS, W. 1980. *Trace metal analysis on polluted sediments*. Part I: Assessment of Sources and Intensities. *Environmental Technology Letters* 1:494-504.
- FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G.T.W. 1983. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin. Springer-Verlag. 486p.
- FÖRSTNER, U. 1987. *Metal speciation in solid wastes, factors affecting mobility*. In: LANDNER, L. (ed). *Speciation of metals in water, sediment and soil systems*. Lecture Notes in Earth Sciences. Berlin, Springer-Verlag, 11: 13-35.
- FÖRSTNER, U. 1995. *Umweltschutztechnik*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York. 572p
- FOSTER, S.S. & HIRATA, R.C.A. 1993. *Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes*, São Paulo: Instituto Geológico. P, il., tabs. 23 cm. (Boletim, 10)
- FREEZE, A., CHERY, J. A. 1979. *Groundwater*. New Jersey: Prentice-Hall, Englewood Cliffs. 604p.
- GAUDETTE, M.E.; FLIGHT, W.R.; TONER, L. & FOLGER, D.W. 1974. *An inexpensive titration method for determination of organic carbon in recent sediment*. *Journal of sedimentary petrology*. 44:249-253
- GOUVÊA, José. Luiz; PIRATOBA MORALES, Gundisalvo; ALVES, JOSE GERALDO DAS VIRGENS & LOPES, ELIENE. 1999. *Apparent Resistivity Measurements in Complexo do Aurá Landfill, Ananindeua - Pará -Brazil*. Sixth International Congress of Brazilian Geophysical Society. Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro. Julio de 1999. SBGf10799

- GRIFFIN, R. A.; CARTWRIGHT, K. & SHIMP, N.F. *et al.*, 1976. ***Alteration of pollutants in municipal landfill leachate by clay minerals: part I.*** Column leaching and field verification. *Illions State Geol. Surv. Bull.* 78.
- GRIFFITHS D.H. & BARKER R.D. 1993. ***Two-dimenional resistivity imaging and modelling in areas of complex geology.*** *Journal of Applied Geophysics*, 29, 211-226.
- GROSSI, 1989. ***Avaliação do nível de concentração de alguns metais pesados em resíduos sólidos ou produtos resultantes da disposição ou tratamento de resísuos sólido municipal.*** Instituto de química, Universidade de São Paulo. 123p. (Tese de mestrado.)
- GUERRA, H.S.R. 2000. ***Estudo da Dispersão de Metais Pesados em Áreas de Aterros Sanitários, Ananideua-PA.*** Belém. Universidade Federal do Pará Centro de Geociências Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica da Universidade Federal do Para-UFPA. 109p. (Tese de Mestrado).
- GUERRA, S.M.S. 1998. ***Cartografia Geológico-eotécnica de áreas costeiras: o exemplo do Guapé – Pernambuco, UNESP..*** 187p.(Tese de Doutorado).
- HASSUDA, S. 1997. ***Critérios para a gestão de áreas suspeitas ou contaminadas por resíduos sólidos - Estudo de caso na região Metropolitana de São Paulo.*** Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências. 143p. (Tese de Doutorado).
- HAZEN, A. 1911. Discussion: Dams on sand foundations. *Transactions*. American Society of Civil Engineers, 73: 199.
- HEATH, R.C. 1989. ***Basic Ground-Water Hidrology.*** *United States Geological Survey Water-Supply* Paper 2220. United States Goverment Printing Office:1989. North Carolina. 84p.
- HOTELLING, H. 1933. *Analysis of a complex of statistical variables into principal components.* *Journal of Maketing research* 23: 213-227
- IBGE, 1980. ***Sinopse preliminar do censo demográfico. Recensamento geral do Brasil 1980.*** Rio de Janeiro.
- IBGE, 1996. ***Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Contagem da população, R.J***

- IBGE, 2000. *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Resultados preliminares do Censo da Contagem da população, R.J.* Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 12 de dez. de 2000.
- IPEA, 1996. Indicadores ambientais no Brasil: Aspectos Ecológicos, de Eficiência e Distributivos. Texto de discussão Nº 403. Rio de Janeiro. 104p.
- IPEA & COHAB, 1997. *Relatório ambiental da região metropolitana de Belém*. Governo do Estado do Pará. Belém. 261p.
- IPT, 1995. *Lixo Municipal, manual de gerenciamento integrado*. Instituto de Pesquisas Tecnológicas. Tecnologias CEMPRE. São Paulo. 279p.
- IRWIN, J.; VAN MOUWERIK, M.; ATEVES, L. SEESE & BASHAM, W. eds (1988) *Environmental contaminants encyclopedia*. International Joint Commission, IJC. Disponível em: <http://www1.nature.nps.gov/toxic/index.html>.
- JACOB, C.E. 1966. *Non-steady radial flow in an infinite leaky aquifer*. *Transactions Am. Geophysical Union*, 36(1):95-100
- JORDÃO, C.P.; PEREIRA, J.L.; GOUVEIA, L.C; PEREIRA, J.C. & BRUNE, W. 1990. *Contaminação de sedimentos fluviais por metais pesados nas proximidades de uma indústria metalúrgica em Minas Gerais*. *Geochim. Brasil.*, 4 (1): 9-15.
- KABATA, P. A. 1995. *Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils*. In: Salomons, Forstner Mader (ed.). p.3-8.
- KELLY, W.E. 1976. *Geoelectric sounding for delineating ground water contamination*. *Ground Water*. 14(1):6-10.
- KESTER, D.R.; ANDREAE, M.; BERNHARD, M.; BRANICA, M.; CALMANO, W. UINKER, J.C.; GEORGE, S.G.; LUND, W.; LUOMA, S.N.; TRAMIER, B. VELAPOLD, R.; & VESTAL, M.L. 1986. *Chemical species in marine and estuarine systems*. In: BERNHARD, M.; BRINCKMAN, F.E. & SADLER, P.J. (ed.) *The importance of chemical "speciation" in environmental process*. Berlin, Springer-Verlag. p. 275-299.

- KERSTEN., M. & FÖRSTNER, U. 1995. *Speciation of trace metals in sediments and combustion waste*. In: URE, A. M. & DAVIDSON, C. M. (ed.) *Chemical speciation in the environment*. London. 408 p. ISBN 0 7514 0021 1.
- KITATLI, N. & ERGIN, M. 1996. *Partitioning of heavy metals in surface Black Sea sediments*. *Applied Geochemistry*, **11 (6)**: 775-788.
- KILLOPS, S.D. & KILLOPS, V.J. 1993. *A introduction to organic geochemistry*. New York, *Jhon Wiley & Sons INC*. 265p.
- KJELDSSEN, P. 1993. *Groundwater pollution source characterization of an old landfill*. *Journal of Hidrolog*, **142**:349-371.
- KRAUSKOPFF, K. B. 1972. *Introdution to Geochemistry*. New York, St. Louis, San Francisco. McGraw-Hill. 358p.
- LACERDA, L.D.; SOUZA, C.M.M. & PESTANA, M.H.D. 1989. *Trace metals geochemical associations in sediments of a non-contaminated estuary*. *Ciência e Cultura*, **41(3)**: 301-304.
- LACERDA, L.D.; DE PAULA, F.C.F.; OVALLE, A .R.C.; PFEIFFER, W.C. & MALM, ° 1990. *Trace metals in fluvial sediments of the Madeira river watershed, Amazon, Brasil*. *The Science of the Total Environment*, 97/98: 525-530.
- LANDON, R.A. 1968. *Aplication of Hydrogeology to the Selection of Refuse Disposal Sites*. **2nd Mid-Atlantic Industrail Waste Conference**. Drexel Institute of Technology Philidelphia, Pennsylvania. 9-13p.
- LEE,G.F. & JONES-LEE, A. 1996. *Lanfill Leachate Management*, *MSW Management* **6:18 - 23 (1996)**. Disponível em: <http://home.pacbell.net/gfreslee/leachatemgmt.html>. Acesso em: 15 julho de 2000.
- LECKIE, J. O.; PACE, J.G. & HALVADAKIS, C. 1975. *Acelerate refuse stabilization though controlled moisture application*. Dep. *Environm. Eng.*, Stanford University. Satnford, Calif. (inédito)
- LEE, G.F. & JONES, P.A. 1991. *Groundwater pollution by Municipal Landfills-Leachate composition. Detection and it's Water Quality Significance*. In:Proceedings of the Association of Ground Water Scientist and Engineers. Las vegas NV. P.257-271.

- LEHNINGER, A.L.; NELSON, D.L.; COX, M.M. 1994. *Princípios de Bioquímica*. Ed. Sarvier. São Paulo- Brasil. 795p
- LENZ, V. & AMARAL, S.E. 1989. *Geologia geral*. Editora Nacional São Paulo, Brasil. 392p.
- LESMESS, L.E & PANIZZO, L. 1991. Evaluación de cobre y plomo en sedimentos superficiales de la Bahía de la costa pacífica Colombiana. *Revista d la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Física y Naturales*, 18(69):239-246.
- LEVINSON, A.A. 1974. Introduction to Exploration Geochemistry. Aplied Publishing Ltda. Canadá. 612p.
- LIMA, L.M. Q. 1995. *Lixo, tratamento e biorremediação*. 3ª ed. São Paulo. 266p.
- LIMA, ALINE MARIA MEIQUINS de. 2000. *Mapeamento geotécnico da porção média da bacia do Rio Capivari /SP, escala 1:50.000: Estudo e caracterização dos aspectos físicos de bacias hidrográficas*. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos-. 215p. (Tese de Mestrado).
- LUZ, F.X.R. 1981. *Aterro Sanitário. Características limitações tecnológicas para a implantação e operação*. CETESB. São Paulo.
- MAARA, 1996. *Ministério da Agricultura, do Abastecimento e da Reforma Agrária. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-EMBRAPA. Fundação Banco do Brasil-FBB. Atlas do Meio Ambiente do Brasil*. 2ª ed. Brasília. 160p.
- MARKEL, R.H & KAMININSKI, 1972. Mapping Ground Water by Using Electrical Resistivity with a Buried Current Source. *Ground water*, 10(2):18-25
- MASON, T.E. & MOORE, C.B. 1982. *Principles of Geochemistry*. 4º ed. New York. John Wiley. 350p.
- MAZZEO, T.E & RAMOS, J.F.F. (1989). *A distribuição dos elementos Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Cr e Hg nas drenagens de Belém, Pará*. In: Congresso Brasileiro de Geoquímica, 2., Rio de Janeiro SBGq. Rio de Janeiro. Anais.... Rio de Janeiro p. 287-293.
- MAZZEO, T.E. 1991. *Avaliação ambiental das vias de drenagem da Região Metropolitana de Belém-PA quanto a distribuição de elementos Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn*. Belém. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 141p. (Tese de Mestrado)

- MEGHELLATI, N. 1983. *Mise au point d'un schéma d'extraction sélective des polluants métalliques associés aux diverses phases constitutives des sédiments*. Thèse, Institute Universitaire de Recherche Scientifique- Université de Pau et des pays de Ladoir. 106 p.
- MENEZES, L.B. 1985. *Estudo de águas destinadas ao consumo da população das baixadas da cidade de Belém-PA (Bairro da Sacramento). Avaliação da qualidade sob os aspectos físico-químico, bioquímico e bacteriológico*. Belém. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 145p. (Tese de Mestrado).
- MESTRINHO, S.S. 1994. *Fundamentos da vulnerabilidade de aquíferos*. Universidade Federal da Bahia. 66p.
- MIRECKI, J. E. & PARKS, W. S. 1994. Leachate Geochemistry at a Municipal Landfill Memphis, Tennessee. *Ground Water*: v.32(2): 390-398p.
- MIRECKI, J.E. & PARKS, W.S. 1994. Leachate Geochemistry at a Municipal Landfill, Memphis, Tennessee. *Ground water* 32(3):390-398.
- MIRECKI, J.E. & PARKS, W.S. 1994. Leachate Geochemistry at a Municipal landfill, Memphis, Tennessee. *Ground water* 32(3):390-398.
- MOORE, J.W. & MOORE, E.A. 1976. *Environmental Chemistry*. New York, Academic Press. 500p.
- MOORE, J.W. & RAMAMOORTHY, S. 1984. *Heavy metal in natural waters*. New York, Springer-Verlag. 268p.
- MURRAY, J. 1971. *A textbook of Soil. Chemical Analysis*. London. 520p.
- NASCIMENTO, F.S. 1995. *Dinâmica da distribuição dos poluentes metálicos e orgânicos nos sedimentos de fundo dos canais de drenagem de Belém*. Belém. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 127p. (Tese de Mestrado).
- NASCIMENTO, F.S. & FENZL, N. 1996. *Distribution dynamics of metallic and organic pollutants in bottom sediments of the main drainage canals of Guajará Estuary, Belém*,

Brazil. In: *Environmental Geochemistry in Tropical Countries (1996) International Symposium, 2nd. Cartagena Columbia.*

NASCIMENTO, F.S. & FENZL, N. 1997. *Geoquímica de metais pesados em sedimentos do Rio Guamá e dos principais canais de drenagem de Belém, Pa. Acta Amazonica*, 27 (4): 257-268

OLIVEIRA, A.H. 1997. *Metais pesados nos arredores de depósitos de lixo de Belém-PA.* Belém. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 105p (Tese de Mestrado).

PANDA, M.H.; SUBRAMANIAM, R. & PANIGRAHY, R.C. 1995. *Geocemical fractionation of the heavy metals in hilka Lake (east coast of India)- a tropical coastal loggon. Environmental Geology* 26:199-210.

PARÁ. 1995. *Plano diretor de mineração em áreas urbanas, Região Metropolitana de Belém.* Governo do estado do pará, Secretaria de Estado de Industria, Comercio e Mineração. 187p.

PARISOT, E.H.; GUIGUER Jr., N.; REBOUÇAS, A.C.; CABRAL Jr., D. & DUARTE, U. 1985. *Monitoramento das águas subterrâneas adjacentes ao aterro sanitário de Taubaté (SP) - Primeiros resultados. Bol. IG-USP. Série Científica*, 16:32-45.

PESTANA, M.H & LACERDA, L.D, 1989. *Especiação geoquímica aplicada a estudo de remobilização de metais pesados em sedimentos estuarinos dos rios Frade e da Guarda, RJ. In: Congresso Brasileiro de Geoquímica, 2. SBGq. Rio de Janeiro. Anais...* Rio de Janeiro Rio de Janeiro. p. 321-328.

PINHEIRO, R.V.L. 1987. *Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário Guajará-Belém (PA).* Belém. Universidade Federal do Pará. centro de Geociências. 163p. (Tese de Mestrado).

PIRATOBA MORALES, G.. 1997. *Distribuição de metais pesados e hidrocarbonetos poliaromáticos PAH's em sedimentos de fundo dos rios Magdalena e Bogotá.* Colombia. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 127p. (Tese de Mestrado).

- PIRATOBA MORALES, G. & FENZL, N. 1999. *Environmental impact caused for the deposit of solid landfill of the "Aura" Belém-PA (Brazil)* 31st International Geological congress. Rio de Janeiro- Agosto. 6-17 do ano 2000.
- PIRATOBA MORALES, G. & FENZL, N. 2000. *Environmental impact for of the deposit of solid waste of the "Aurá" Belém-PA (Brazil)* 31^a International Geological Congress. Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro. Agosto 6-17/2000 (4218-A53).
- PMB, 1997. *Prefeitura Municipal de Belém. Projeto Técnico: Saneamento Ambiental do Complexo de Destino Final de Resíduos Sólidos do Aurá-Belém-PA.* 340p.
- REIS, c.m., SILVA, H.F. & BENITO, H.º 1994. *Método de descarga em rios com influência de marés.* Instituto de Desenvolvimento Econômico-Social do Pará – IDESP. 12p. (relatório)
- REBOUÇAS, A.M. 1996. *Contribuição ao estudo do comportamento do cromo na zona não saturada e saturada.* Universidade de São Paulos USP. Instituto de Geociências. 83p. (Teses de Mestrado).
- RHYNER, C.; SCHWARTZ, L.J.; WENGER, R.B. & KOHRELL, M.G. 1995. *Waste Management and Resource Recovery.* Lewis Publishers. U:S:A. 524p.
- RIBEIRO, H.M.C. 1992. *Avaliação Atual da Qualidade das Águas dos lagos Bolonha e Água Preta, situados na área fisiográfica de Utinga (Belém-PA).* Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 204p. (Tese de Mestrado).
- ROSS, S.M. 1994. *Sources and forms of potentially toxic metals in soil plants sytem.* University of Bristol, UK. 241p.
- ROUSSEAU, P.; CASTILHOS Jr., A.B. de; VERMANDE, P. & NAVARRO, A. 1989. *Estimativa da distribuição e dos teores de metais pesados nas diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil.* CONG. BRAS. DE ENG. SAN. E AMB., 15., Belém 1989. Anais. Belém, ABES. v.2. p.509-522.
- SALOMONS, W. & FORSTNER, U. 1980. *Trace metal analysis on polluted sediments.* part II: Evaluation of Environmental Impact. *Environmental Technology Letters.* vol. 1:506-517.

- SALOMONS, W. & FORSTNER, U. 1984. *Metal in the hydrocycle*. Berlin, Springer-Verlag. 349p.
- SANTOS, E. C. dos. 1991. *Estudo de impacto ambiental do complexo de destino final de resíduos sólidos da região metropolitana de Belém*. Belém, Fadesp/Sesan. 427P.
- SAUMA FILHO, M. 1996. *As águas subterrâneas de Belém e adjacências: influência de Formação Pirabas e parâmetros físico-químicos para medidas de qualidade*. Belém. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 128p. (Tese de mestrado).
- SCHIAVONE, D & QUARTO, R. 1984. Self-potential prospecting in the study of water movements. Italy. *Geoexploration*, 22:47-58
- SEITZ, H.R.; WALLACE, A.T.; WILLANS, R. E. 1972. Investigation of a Landfill in granite-loess TERANE. *Ground Water*, (10(4):35-41
- SHERLY, R.W.; SHERRY, L.S.; CHERRY, J.A. & CHERRY, J.A. 1994. Biochemical Evolution of Domestic Waste Water in Septic Systems: 1. Conceptual Model. *Ground water- v.32(6)*. P.905-916
- SERPA, A. C.A. & LIMA, L.M.Q. 1984. *Processo de metanização de resíduos orgânicos*. Cap. III, *Projeto Phoenix* – Pesquisa de resíduos sólidos em Campinas, Prefeitura Municipal de Campinas, s.p.
- SESAN, 1998. *Avaliação preliminar da qualidade das águas subterrâneas, na área do depósito de lixo municipal de Belém*. 42p. (Relatório Técnico).
- SOUZA, C.M.M. 1986. *Estudo comparativo da distribuição geoquímica de metais pesados entre duas áreas costeiras contaminadas e uma não contaminada, no litoral sul do Rio de Janeiro*. Universidade Federal Fluminense. Instituto de Química. Rio de Janeiro. 129p. (Tese de Mestrado).
- SPALDING, R.F; EXNER, M.E. MERTIN, G.E & SNOW, D.D. 1983. Effects of sludge disposal on groundwater nitrate concentrations. Amsterdam. *Journal of Hidrology*, 142 :213-228.
- STUMM, W.; HOHL, H. & DALANG, F. 1976. Interaction of metal ions with hydrous oxides surfaces. *Croat. Chem. Acta* 48:491-504.
- TACK, F.M.G. & VERLOO, M.G. 1993. Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. *Intern. J. Environ. Anal. Chem* 59:225-238

- TANCREDI, A. C.F.N.S. *et al.* 1981. *Projeto Reconhecimento dos Recursos Naturais da Região Metropolitana de Belém*, IDESP.
- THOMAS, R.L. 1987. *A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control in situ sediment contaminants*. **Hidrobiologia** 149: 247-258.
- TRESSOLDI, M. & CONSONI, A.J. 1998. **Disposição de resíduos**. In: ABGE, 1998. *Geologia de Engenharia*/ editores Antonio Manoel dos Santos Oliveira, Sérgio Nerten Alves de Brito. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia. Patrocínio CNPq, Fapesp. p.344-360.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.G. & BISSON, M. 1979. *Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals*. **Analytical Chemistry**, 51(17):844-851.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.G. & BISSON, M. 1980. *Trace Metal Speciation of USGS reference Sample MAG-1*. **Geostandards Newsletter**, 4(2):145-148.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.G. & BISSON, M. 1982. *Particulate trace metal in stream sediments and relationships with grain sizes: implications for geochemical exploration*. **Journal of Geochemical Exploration**, 16:77-104.
- TESTA, S. 1992. *Landfill Disposal*. In: TESTA, S. 1994. **Geological Aspects of Hazardous Waste Management**. U.S.A. p.328-375.
- TESTA, S. 1994. (ed.). *Geological Aspects of Hazardous Waste Management*. Lewis Publishers. U.S.A. 537p.
- TUREKIEN, K.K & WEDEPHOL, K.H. 1961. *Distribution of the elements in some major units of the earth's crust*. **Bull. Geol. Soc. Am**, 72: 175-192.
- URISCH, D.W. 1988. *The practical applications of surfaces electrical resistivity to detection of groundwater pollution*. **Ground Water**. 21(2):144-152.
- VOGL, E.G. & ANGINO, E.E. 1985. **Hazardous Waste & Hazardous Materials**, 2(2):159.
- USP, 1986. **Geoquímica de águas**. Boletim IG-USP. Serie didactica No.5. São Paulo. 86p.
- WEDEPHOL, K.H. 1978. **Handbook of geochemistry**, Vol. 1. Berlin, Springer-Verlag

- WORLD HEALTH ORGANISATION- WHO. 1993. *Guidelines for drinking-water quality*. Vol. 1 and 2 draft manuscript. (1/2): 1-8.
- ZANONI, A. E. 1972. *Ground Water Pollution and Sanitary Landfills - A Critical Review*. **Ground Water** v.10(1): 3-15p.
- ZOHDY, A. A.; EATON, G.P. & MEBEY, D.R. 1974. *Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey. Chapter D1, Application of surface geophysics to ground-water investigations*. U.S. Department of the Interior. 116p.
- ZUQUETTE, L.V., 1987. *Análise crítica sobre a cartografia geotécnica e proposta metodológica para as condições brasileiras*. Escola de Engenharia de São Carlos (ESSC-USP). (tese de doutorado)

ANEXOS

ANEXO A- CONCENTRAÇÃO DOS DIFERENTES PARÂMETROS QUANTIFICADOS NOS DIFERENTES PONTOS DE CONTROLE NO SISTEMA HÍDRICO DO AURÁ.

ANEXO A.1- Valores do pH nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá

	Época de chuva						Época de seca					
	PH			pH			PH			pH		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	6.03	6.03	5.42	4.42	5.6	5.6	6.51	5.70	5.47	5.8	5.64	6.1
7:30	6.34	6.39	5.33	5.85	5.77	6.18	6.49	5.70	5.47	5.7	6.06	6.2
9:00	6.03	6.43	5.34	5.94	5.79	6.27	6.47	5.60	5.85	5.7	5.68	6
10:30	5.8	6.45	5.43	5.92	5.6	5.58	6.70	6.20	6.13	5.9	5.87	5.9
12:00	5.81	5.47	6.13	6.3	5.87	6.14	6.34	5.50	6.09	5.8	5.88	6.1
13:30	5.43	5.65	5.47	6.12	5.8	6.16	6.12	5.60	5.86	6	5.8	5.9
15:00	5.63	6.71	5.81	6.38	5.48	6.71	6.43	6.00	5.57	5.6	5.87	6
16:30	5.76	6.53	5.53	6.44	5.4	6.67	6.44	5.20	5.49	5.3	5.96	5.6
18:00	6.76	6.63	5.63	6.32	5.76	6.9	6.55	5.30	5.5	5.1	5.97	5.4

ANEXO A.2- Valores da condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá.

	Época de chuva						Época de seca					
	Condutividade			Condutividade			Condutividade			Condutividade		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	75.5	98.0	51.0	100.0	39.1	87.0	255.0	93.1	57.2	62.9	61.9	49.7
7:30	89.0	92.3	51.5	96.0	47.4	74.8	224.0	97.9	62.5	63.7	24.4	53.8
9:00	91.4	92.6	50.1	94.0	52.8	66.4	71.8	59.9	79.5	36.6	24.8	30.5
10:30	67.4	74.6	49.7	43.0	24.9	19.7	24.7	31.2	93.9	29.9	31.2	42.1
12:00	25.7	20.0	58.0	48.0	25.1	21.2	26.6	37.5	77.8	42.5	32.0	63.0
13:30	26.2	21.5	26.3	21.0	27.3	21.0	105.0	34.1	84.1	38.5	27.0	51.7
15:00	27.6	25.6	25.1	32.0	26.7	23.5	186.5	52.8	65.3	44.4	39.0	32.2
16:30	39.4	107.0	32.3	56.0	25.8	34.0	226.0	68.2	63.2	52.5	54.0	39.7
18:00	81.0	88.0	41.3	49.0	32.0	59.0	259.0	75.6	60.7	54	60.0	44.0

ANEXO A.3- Concentrações do cloreto (mg/L) nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá.

	Época de chuva						Época de seca					
	Cloreto			Cloreto			Cloreto			Cloreto		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	18.0	7.8	16.0	9.6	10.0	7.0	3.5	19.2	1.2	15.7	0.3	9.8
7:30	19.0	7.5	16.0	9.5	11.5	6.3	3.0	21.1	1.5	11.8	0.9	10.8
9:00	19.5	7.5	16.0	8.5	13.0	6.0	1.3	13.9	1.5	8.9	0.8	8.9
10:30	11.0	6.5	16.0	4.5	6.0	3.5	1.0	10.8	1.6	7.9	0.8	10.8
12:00	8.5	3.6	17.0	5.5	6.0	3.0	1.0	11.8	1.4	6.2	1.0	16.7
13:30	6.0	2.5	9.5	3.5	6.0	3.0	0.8	10.8	1.6	8.9	0.6	17.7
15:00	8.0	3.0	8.5	4.0	6.0	3.0	2.6	15.7	1.4	9.8	1.0	8.9
16:30	10.0	9.0	14.0	6.5	7.0	4.0	5.2	15.7	1.4	10.8	1.2	9.8
18:00	20.0	7.5	14.2	5.5	9.0	6.0	3.8	15.9	1.3	10.8	1.2	8.9

ANEXO A.4- Concentração do nitrato (μM) nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá.

	Época de chuva						Época de seca					
	Nitrato			Nitrato			Nitrato			Nitrato		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	39.1	4.6	20.2	0.5	30.7	13	70.6	1.4	61.5	1.1	39.4	2.0
7:30	44.3	4.3	24.5	0.6	34.7	12.7	69.0	2.8	74.4	1.0	15.8	1.2
9:00	42.5	0.7	25.5	0.9	32.1	12.6	43.4	1.2	72.5	1.0	12.8	1.2
10:30	45.6	7.1	12.8	15.8	33.4	9.1	19.5	1.1	59.8	0.5	17.2	0.6
12:00	31.4	6.9	13.2	13.0	14.6	9.9	12.9	0.6	49.6	0.3	16.6	0.6
13:30	14.4	10.9	18	10.3	14.7	13.6	60.6	0.6	66.8	0.3	14.1	0.6
15:00	13.9	10.9	18.3	0.0	16.6	19.1	79.5	0.9	66.3	0.5	24.9	0.2
16:30	21.5	5.8	16.6	2.0	19.7	11.9	98.4	1.4	63.1	1.1	33.4	0.4
18:00	32	3.0	22.7	10.8	37.2	10.6	100.3	2.1	59.8	1.3	36.9	0.9

ANEXO A.5- Concentração da amônia (μM) nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá.

	Época de chuva						Época de seca					
	Amônia			Amônia			Amônia			Amônia		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	13.9	54.3	8.2	28.0	9.8	36.0	56.1	0.2	10.8	0.3	36.0	0.2
7:30	16.7	21.3	7.5	25.1	12.0	38.4	67.4	0.2	11.8	0.3	1.7	0.2
9:00	12.6	25.7	4.7	21.4	11.5	48.4	43.2	0.1	22.5	0.1	3.8	0.1
10:30	11.9	1.7	7.0	13.3	6.8	0.0	2.6	0.1	31.5	0.0	2.2	0.1
12:00	8.8	1.1	8.9	22.2	6.3	0.9	2.2	0.1	23.5	0.1	3.0	0.1
13:30	6.5	5.8	9.9	0.7	17.4	0.5	27.8	0.1	14.2	0.0	2.5	0.1
15:00	9.6	21.1	7.7	6.2	13.8	1.4	28.6	0.2	4.1	0.0	4.2	0.1
16:30	23.6	15.6	33.7	16.8	16.0	17.5	13.6	0.2	3.8	0.1	6.1	0.1
18:00	127.2	16.0	38.6	13.6	39.6	36.5	13.2	0.3	3.7	0.3	6.1	0.1

ANEXO A.6- Concentração do cálcio (mg/L) nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá

	Época de chuva						Época de seca					
	Cálcio			Cálcio			Cálcio			Cálcio		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	2.0	3.0	1.5	4.0	1.2	2.1	3.5	1.8	0.8	1.7	1.3	1.2
7:30	2.3	2.5	1.5	3.8	1.3	1.8	2.7	1.9	0.9	1.5	0.8	1.2
9:00	2.5	2.5	1.5	4.0	1.5	1.4	1.4	1.4	1.3	1.0	1.1	1.0
10:30	2.0	1.8	1.6	1.4	1.2	0.7	0.8	0.9	2.0	0.9	0.3	1.3
12:00	1.2	0.6	1.7	1.1	1.1	0.8	0.7	1.0	1.7	1.2	0.3	1.5
13:30	1.4	0.7	1.4	0.6	1.3	0.9	1.8	1.0	1.9	1.1	0.4	1.5
15:00	1.4	0.9	1.5	0.9	1.3	1.1	2.7	1.2	2.2	1.1	0.5	1.0
16:30	1.6	2.9	0.9	1.0	1.1	1.6	3.1	1.5	1.6	1.3	0.5	1.0
18:00	2.8	2.2	1.1	1.6	1.3	1.4	4.1	1.6	5.3	1.3	0.6	1.1

ANEXO A.7- Concentração do magnésio (mg/L) nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá

	Época de chuva						Época de seca					
	Magnésio			Magnésio			Magnésio			Magnésio		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	0.9	1	0.8	1.2	0.8	1	2.2	1.3	1.0	1.2	1.0	0.9
7:30	1.1	0.9	0.7	1.1	0.8	0.8	2.0	1.3	1.0	1.2	0.6	0.9
9:00	1.2	0.9	0.8	1.1	0.8	0.7	1.1	1.0	1.2	0.8	0.7	0.8
10:30	1.2	0.8	0.9	0.7	0.6	0.4	0.6	0.7	1.3	0.8	0.8	1.2
12:00	0.6	0.5	0.9	0.6	0.6	0.6	0.5	0.9	1.1	1.2	0.7	1.5
13:30	0.7	0.5	0.7	0.5	0.8	0.6	1.3	0.9	1.3	1.0	0.7	1.5
15:00	0.8	0.6	0.8	0.5	0.8	0.6	1.8	1.0	1.1	0.9	0.7	0.9
16:30	0.7	1.1	0.6	0.6	0.7	0.7	2.1	1.1	1.1	1.0	0.8	0.8
18:00	1.0	0.8	0.7	0.6	0.6	0.8	1.2	1.2	1.2	1.0	0.9	0.9

ANEXO A.8- Concentração do sódio (mg/L) nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá

	Época de chuva						Época de seca					
	Sódio			Sódio			Sódio			Sódio		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	6.1	5	5.8	5.2	3.5	4.2	5.0	1.2		5.6	6.4	4.4
7:30	7.1	4.7	6.1	5.2	3.7	4	14.5	1.3	5.2	6.8	2.9	4.5
9:00	7.6	4.6	6.3	5.6	3.6	3.4	7.3	1.6	5.0	3.5	3.1	3.1
10:30	6.1	3.9	7.6	2.4	1.6	1.5	2.4	1.9	8.1	3.2	2.8	5
12:00	2.4	1.5	5.6	2.7	1.7	1.6	3.2	2.4	6.8	4.6	2.8	6.6
13:30	2.6	1.6	3.0	1.6	1.8	1.6	9.4	2.8	8.0	3.9	2.2	5.3
15:00	2.6	1.9	3.0	2.1	1.8	1.7	13.3	1.7	14.6	4.1	3.0	3.4
16:30	4.2	5.9	3.7	2.2	1.7	3.3	14.9	1.4	8.4	5.7	4.5	3.9
18:00	8.5	4.6	5.2	3.1	2.4	3.4	13.5	1.3	15.0	5	4.6	4.2

ANEXO A.9- Concentração do potássio (mg/L) nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá

	Época de chuva						Época de seca					
	Potássio			Potássio			Potássio			Potássio		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	4.6	5.2	3.1	5.2	0.1	4.6	12.0	7.5	0.7	4.6	3.9	4.0
7:30	5.5	5.2	2.6	4.9	0.2	4.2	10.8	7.7	0.6	4.5	0.6	4.0
9:00	5.7	5.3	2.4	4.7	0.3	3.4	4.7	5.0	1.0	3.4	0.6	3.0
10:30	4.2	4.0	2.5	2.3	0.0	0.1	0.0	3.4	5.4	3.0	0.0	3.0
12:00	0.8	1.0	3.1	2.6	0.0	0.7	0.5	3.7	4.8	3.3	0.0	3.1
13:30	0.7	0.8	0.8	0.8	0.0	0.7	6.4	3.3	4.7	3.1	0.0	3.2
15:00	0.9	1.4	0.7	1.8	0.0	1.0	10.0	4.6	3.3	3.6	0.2	3.1
16:30	1.7	6.3	1.6	1.8	0.0	3.6	11.0	5.9	2.9	4.1	0.7	3.4
18:00	5.3	4.9	2.4	2.6	0.1	3.3	2.4	6.4	6.7	4.0	0.7	3.6

ANEXO A.10- Valores da alcalinidade (mg/L) nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá.

	Época de chuva						Época de seca					
	Alcalinidade			Alcalinidade			Alcalinidade			Alcalinidade		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	7.0	32.0	10.0	28.0	10.0	23.0	23.0	8.9	5.0	16.0	5.0	7.9
7:30	7.0	29.6	9.0	27.0	11.0	21.8	19.0	8.9	4.0	14.0	2.0	6.9
9:00	6.0	26.8	10.0	26.2	11.0	21.0	6.0	5.9	6.0	10.0	3.0	4.9
10:30	6.0	28.0	10.0	21.8	10.0	7.8	5.0	5.9	7.0	12.0	3.0	4.9
12:00	6.0	6.8	9.0	18.6	11.0	7.8	4.0	5.9	6.0	10.0	4.0	3.9
13:30	7.0	6.4	9.0	7.8	10.0	6.8	14.0	4.9	5.0	13.0	3.0	4.9
15:00	7.0	8.0	14.0	12.0	9.0	0.0	15.0	4.9	4.0	14.0	4.0	3.9
16:30	10.0	32.2	10.0	15.6	8.0	10.0	18.0	6.9	4.0	14.0	4.0	4.9
18:00	16.0	6.4	10.0	13.8	10.0	19.2	20.0	6.9	4.0	14.0	4.0	5.9

ANEXO A.11- Valores da alcalinidade (mg CaCO₃/L) nos pontos de controle do sistema hídrico na área de abrangência do Aurá.

	Época de chuva						Época de seca					
	Alcalinidade			Alcalinidade			Alcalinidade			Alcalinidade		
	Fevereiro de 2001			Abril de 2001			Novembro de 2000			Outubro de 2001		
	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4	PA-2	PA-2	PA-3	PA-3	PA-4	PA-4
6:00	7.0	32.0	10.0	28.0	10.0	23.0	23.0	8.9	5.0	16.0	5.0	7.9
7:30	7.0	29.6	9.0	27.0	11.0	21.8	19.0	8.9	4.0	14.0	2.0	6.9
9:00	6.0	26.8	10.0	26.2	11.0	21.0	6.0	5.9	6.0	10.0	3.0	4.9
10:30	6.0	28.0	10.0	21.8	10.0	7.8	5.0	5.9	7.0	12.0	3.0	4.9
12:00	6.0	6.8	9.0	18.6	11.0	7.8	4.0	5.9	6.0	10.0	4.0	3.9
13:30	7.0	6.4	9.0	7.8	10.0	6.8	14.0	4.9	5.0	13.0	3.0	4.9
15:00	7.0	8.0	14.0	12.0	9.0	0.0	15.0	4.9	4.0	14.0	4.0	3.9
16:30	10.0	32.2	10.0	15.6	8.0	10.0	18.0	6.9	4.0	14.0	4.0	4.9
18:00	16.0	6.4	10.0	13.8	10.0	19.2	20.0	6.9	4.0	14.0	4.0	5.9

ANEXO A.12- Resultados quantitativos dos diferentes parâmetros medidos no ponto de controle PA-5, localizado no ponto de bombeamento da COSAMPA no rio Guamá (16/10/2001).

Data	PH	Condut.	Cl-	Alcali.	NH4+	NO2-	NO3+	Ca	Mg	K	Na	Fe	Mn	Maré
		µS/cm	mg/L	mg CaCO ₃ /L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	Mg/l	mg/l	cm
PA-5 (6:00)	6,6	37,3	10,3	5,9	0,10	0,10	1,1	1,1	1,0	3,0	3,6	3,0	0,2	10
PA-5 (7:30)	6,8	30,9	9,3	4,9	0,10	0,10	0,6	1,0	0,8	3,0	3,2	1,9	0,1	6
PA-5 (9:00)	5,7	29,7	8,9	4,9	0,10	0,10	0,6	0,9	0,8	3,1	3,0	2,3	0,1	199
PA-5 (10:30)	6,1	49,4	13,8	3,9	0,10	0,10	0,6	1,6	1,6	3,1	5,1	6,3	0,3	274
PA-5 (12:00)	6,5	52,9	14,8	4,2	0,11	0,11	0,6	1,5	1,4	3,1	5,5	4,8	0,3	298
PA-5 (13:30)	6,3	70,2	15,7	4,9	0,10	0,10	0,4	1,5	1,4	3,1	5,5	4,5	0,3	226
PA-5 (15:00)	7,8	82,1	18,4	5,7	0,12	0,12	0,5	0,1	0,2	2,5	4,7	0,0	0,0	117
PA-5 (16:30)	6	67,2	16,2	4,9	0,10	0,10	0,6	0,10	0,19	2,39	4,50	0,00	0,00	58
PA-5 (18:00)	5,6	44,8	11,8	4,9	0,10	0,10		1,5	1,2	3,1	4,4	4,1	0,20	19

ANEXO A.13- Regressões lineares que explicam o comportamento dos diferentes parâmetros estudados no ponto de controle PA-5 localizado no ponto de bombeamento para o Lago Água Preta (16/10/2001).

v. depe/te	Tipo de Regressão	R ²	F	Sigf	b0	b1	b2	b3
PH	LIN	0,009	0,06	0,806	6,3912	-0,0005		
PH	LOG	0,018	0,12	0,734	6,5361	-0,0490		
PH	QUA	0,010	0,03	0,969	6,3709	0,0002	-2,E-06	
PH	CUB	0,059	0,11	0,954	6,2137	0,0107	-9,E-05	2,0E-07
Cond.	LIN	0,046	0,34	0,579	47,1215	0,0335		
Cond.	LOG	0,196	1,71	0,232	28,9668	5,3801		
Cond.	QUA	0,280	1,17	0,373	37,8139	0,3522	-,0011	
Cond.	CUB	0,572	2,23	0,203	25,2216	1,1871	-,0084	1,6E-05
Cl	LIN	0,102	0,80	0,402	12,0236	0,0091		
Cl	LOG	0,265	2,52	0,156	8,4554	1,1369		
Cl	QUA	0,225	0,87	0,465	10,7954	0,0511	-,0001	
Cl	CUB	0,638	2,94	0,138	8,0693	0,2319	-,0017	3,5E-06
Alcali.	LIN	0,441	5,52	0,051	5,3925	-0,0036		
Alcali.	LOG	0,262	2,48	0,159	5,8132	-0,2135		
Alcali.	QUA	0,606	4,62	0,061	5,1234	0,0056	-3,E-05	
Alcali.	CUB	0,607	2,58	0,167	5,1433	0,0043	-2,E-05	-3,E-08
NH ₄ ⁺	LIN	0,038	0,28	0,615	0,1018	1,2E-05		
NH ₄ ⁺	LOG	0,092	0,71	0,427	0,0973	0,0014		
NH ₄ ⁺	QUA	0,107	0,36	0,713	0,0998	7,8E-05	-2,E-07	
NH ₄ ⁺	CUB	0,451	1,37	0,353	0,0945	0,0004	-3,E-06	6,7E-09
NO ₂ ⁻	LIN	0,038	0,28	0,615	0,1018	1,2E-05		
NO ₂ ⁻	LOG	0,092	0,71	0,427	0,0973	0,0014		
NO ₂ ⁻	QUA	0,107	0,36	0,713	0,0998	7,8E-05	-2,E-07	
NO ₂ ⁻	CUB	0,451	1,37	0,353	0,0945	0,0004	-3,E-06	6,7E-09
NO ₂ ⁻	LIN	0,133	1,07	0,335	0,6929	-0,0006		
NO ₂ ⁻	LOG	0,224	2,03	0,198	0,8707	-0,0617		
NO3	QUA	0,276	1,14	0,379	0,7710	-0,0033	9,3E-06	
NO3	CUB	0,282	0,65	0,614	0,7902	-0,0046	2,0E-05	-2,E-08
Ca	LIN	0,159	1,33	0,287	0,7666	0,0020		
Ca	LOG	0,016	0,11	0,745	0,8263	0,0492		
Ca	QUA	0,554	3,73	0,089	1,1523	-0,0112	4,6E-05	
Ca	CUB	0,818	7,50	0,027	1,5349	-0,0366	,0003	-5,E-07
Mg	LIN	0,276	2,66	0,147	0,6488	0,0023		
Mg	LOG	0,069	0,52	0,495	0,5818	0,0885		
Mg	QUA	0,630	5,10	0,051	0,9669	-0,0086	3,8E-05	
Mg	CUB	0,842	8,86	0,019	1,2654	-0,0284	,0002	-4,E-07
K	LIN	0,115	0,91	0,371	2,8233	0,0008		
K	LOG	0,004	0,03	0,876	2,8845	0,0113		
K	QUA	0,378	1,82	0,241	2,9742	-0,0044	1,8E-05	
K	CUB	0,856	9,88	0,015	3,2211	-0,0207	,0002	-3,E-07
Na	LIN	0,360	3,93	0,088	3,7457	0,0048		
Na	LOG	0,382	4,34	0,076	2,7703	0,3845		
Na	QUA	0,369	1,76	0,251	3,8428	0,0015	1,2E-05	
Na	CUB	0,517	1,79	0,266	3,3835	0,0319	-,0003	5,8E-07

ANEXO A.14- Valores do pH, condutividade, cloreto, alcalinidade, amônia, nitrito e nitrato no ponto de controle PA-5 localizado no ponto de bombeamento para o Lago Água Preta. 16/10/2001

	PH	Condutividade	Cl ⁻	Alcalinidade	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁺
Hora		μS/cm	(mg/L)	(mg CO ₃ ²⁻ /L)	Mg/L	Mg/L	mg/L
PA-5 (6:00)	6.6	37.3	10.3	5.9	0.1	0.1	1.1
PA-5 (7:30)	6.8	30.9	9.3	4.9	0.0	0.1	0.6
PA-5 (9:00)	5.7	29.7	8.9	4.9	0.1	0.1	0.6
PA-5 (10:30)	6.1	49.4	13.8	3.9	0.1	0.1	0.6
PA-5 (13:30)	6.3	70.2	15.7	4.9	0.1	0.1	0.4
PA-5 (16:30)	6.0	67.2	16.2	4.9	0.1	0.1	0.5
PA-5 (18:00)	5.6	44.8	11.8	4.9	0.1	0.1	0.6

ANEXO A.15- Concentração dos metais Cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro e manganês, no ponto de controle PA-5 localizado no ponto de bombeamento para o Lago Água Preta. (16/10/2001)

	Ca Total	Mg Total	K Total	Na Total	Fe Total	Mn Total
Hora	Mg/l	mg/l	Mg/l	mg/l	Mg/l	Mg/l
PA-5 (6:00)	1.1	1.0	3.0	3.6	3.0	0.2
PA-5 (7:30)	1.0	0.8	3.0	3.2	1.9	0.1
PA-5 (9:00)	0.9	0.8	3.1	3.0	2.3	0.1
PA-5 (10:30)	1.6	1.6	3.1	5.1	6.3	0.3
PA-5 (12:00)	1.5	1.4	3.1	5.5	4.8	0.3
PA-5 (13:30)	1.5	1.4	3.1	5.5	4.5	0.3
PA-5 (15:00)	0.0	0.0	2.5	0.6	0.0	0.0
PA-5 (16:30)	4.5	4.5	5.0	4.5	4.7	4.6
PA-5 (18:00)	1.5	1.2	3.1	4.4	4.1	0.2
CONAMA-20	NC	NC	NC	NC	0.3	0.1

ANEXO A.16- Valor da concentração do pH, condutividade, cloreto, alcalinidade, amônia, nitrito e nitrato no ponto de controle PA-5 localizado no ponto de bombeamento para o Lago Água Preta. 08/02/2001

	PH	Condutividade	Cl ⁻	Alcalinidade	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁺
Hora		μS/cm	(mg/L)	(mg CO ₃ ²⁻ /L)	μM	μM	μM
PA-5 (9:00)	5.6	24.6	6.8	7.0	Nq	Nq	35.0
PA-5 (10:30)	5.2	26.9	6.0	5.0	Nq	Nq	36.5
PA-5 (13:30)	5.5	27.7	6.0	6.0	Nq	Nq	58.2
PA-5 (16:30)	5.6	27.0	8.0	8.0	Nq	Nq	56.5
PA-5 (18:00)	5.8	27.6	4.0	7.0	Nq	Nq	54.4

nq= não quantificado

ANEXO A.17- Concentração do alumínio, cálcio, ferro, potássio, magnésio, manganês e sódio no ponto de controle PA-5 localizado no ponto de bombeamento para o Lago Água Preta. (08/02/2001)

Amostra ID	Ca Total	Fe Total	K Total	Mg Total	Mn Total	Na Total
	mg/l	Mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	Mg/l
PA-5 (10:30)	0.53	2.51	< 0.50	0.46	0.07	1.30
PA-5 (13:30)	0.77	6.46	< 0.50	0.97	0.14	1.42
PA-5 (16:30)	0.72	6.03	0.54	0.88	0.13	1.70
PA-5 (18:00)	0.83	5.83	< 0.50	0.91	0.14	1.58

ANEXO A.18- Altura da maré (cm) em função da hora nos diferentes pontos de controle localizados no sistema hídrico da área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

Hora	PA-3	PA-4	PA-2	PA-3	PA-4	PA-2	PA-3	PA-2	PA-2	PA-3	PA-4	PA-5
Data	11/99	11/99	11/99	02/00	02/00	02/00	04/00	04/00	10/01	10/01	10/01	10/01
6:00				148	137				4	15	41	10
6:30				96	86				0	6	33	3
7:00	9	6		68	57		49		4	0	28	0
7:30	4	0		48	42		40		19	3	34	6
8:00	0	4	0	29	28		36	0	60	60	90	75
8:30	36	77	51	17	15		48	15	144	155	106	148
9:00	139	219	149	5	3		129	95	199	207	181	199
9:30	153	236	206	0	0	0	206	170	235	244	224	238
10:00	189	257	239	30	54	35	252	208	264	267	243	257
10:30	211	277	266	150	117	166	287	235	278	282	259	274
11:00	226	289	279	217	235	235	304	253	292	297	273	288
11:30	237	302	289	258	277	269	316	261	301	306	281	296
12:00	296	311	301	272	300	295	325	270	304	308	283	298
12:30	302	310	303	290	312	308	327	274	295	312	275	288
13:00	305	300	303	295	325	320	323	274	289	285	253	264
13:30	294	272	283	310	332	324	297	286	254	252	119	226
14:00	223	231	259	312	334	328	264	264	220	214	103	186
14:30	194	199	209	315	317	328	224	230	174	162	99	149
15:00	160	149	159	316	282	309	192	190	137	137	65	117
15:30	153	107	119	298	247	278	149	147	105	106	33	94
16:00	113	96	101	282	197	248	126	120	84	85	21	74
16:30	80	80	84	253	147	207	104	76	66	68	12	58
17:00	70	64	63	219	130	165	92	49	54	55	7	44
17:30		54		178	106	125	79	41	36	39	5	32
18:00					84	90			28	30	0	19

ANEXO A.19- Concentração dos parâmetros estudados na baixa-mar e preamar nos diferentes pontos de controle localizados no sistema hídrico da área de abrangência do Aurá.

			B-mar	Preamar	B-mar	Preamar	B-mar	Preamar	B-mar	Preamar	B-mar	Preamar
	Chuva	seca	Chuva	Chuva	Seca	Seca	Chuva	Chuva	CHUVA	CHUVA	SECA	SECA
	PA-1	PA-1	PA-2	PA-2	PA-2	PA-2	PA-4	PA-4	PA2/PA1	PA2/PA1	PA2/PA1	PA2/PA1
PH	5,70	4,94	6,40	5,50	6,10	5,90	6,30	6,50	1,1	0,96	1,23	1,19
Cond.	15,10	21,40	90,70	22,90	174,00	28,00	63,10	24,20	6,0	1,52	8,13	1,31
Cl	2,10	6,00	13,50	4,20	11,40	5,80	8,90	4,50	6,4	2,00	1,90	0,97
Alcal.	7,00	3,00	19,50	6,40	16,00	5,00	16,50	8,40	2,8	0,91	5,33	1,67
NH4	0,02	0,09	51,00	4,90	33,80	11,00	29,90	3,60	2550,0	245,00	375,56	122,22
NO3	1,50	0,50	24,30	12,70	48,00	7,80	23,70	12,30	16,2	8,47	96,00	15,60
Ca	0,15	0,25	2,70	1,10	2,60	0,80	1,70	0,90	18,0	7,33	10,40	3,20
Mg	0,12	0,12	1,00	0,60	1,70	0,50	0,90	0,50	8,3	5,00	14,17	4,17
Na	1,70	2,50	6,50	1,80	7,90	2,80	3,90	0,60	3,8	1,06	3,16	1,12
K	0,50	0,70	5,40	0,70	9,70	2,10	2,40	0,40	10,8	1,40	13,86	3,00

ANEXO B- CONCENTRAÇÃO DOS DIFERENTES PARÂMETROS ESTUDADOS NAS AMOSTRAS DE ÁGUA COLETADAS NOS POÇOS DE MONITORAMENTO DO DEPÓSITO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO AURÁ.

ANEXO B.1- Valores do pH e da condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nas amostras de água subterrânea dos poços de monitoramento localizados na área depósito de resíduos sólidos do Aurá.

	PH							
data	PM-1	PM-3	PM-4	PM-6	PM-5	PM-7	PM-2	PM-8
8/15/98	4.47	7.14	5.76	5.09	5.52	4.84	4.65	4.62
11/30/98	4.57	7.48	5.88	4.86	5.21	4.86	4.5	4.65
3/9/99	4.66	7.06	5.25	4.9	5.14	4.7	4.77	4.95
11/23/99	4.18	6.63	4.79	4.38	4.23	4.38	3.8	4.3
	Condutividade							
data	PM-1	PM-3	PM-4	PM-6	PM-5	PM-7	PM-2	PM-8
8/15/98	28	2500	62	24.8	39.5	74	23	36.35
11/30/98	30.2	2860	85.5	34.3	43.5	110	32.3	35
3/9/99	28.9	2440	50.6	22.3	31.6	138	29.7	34.5
11/23/99	24.9	2270	48.9	22.6	28.6	270	22.4	38.2

ANEXO B.2- Valores da alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$) e cloreto (mg/L) nas amostras de água subterrânea dos poços de monitoramento da área depósito de resíduos sólidos do Aurá.

	Alcalinidade total							
Data	PM-1	PM-3	PM-4	PM-6	PM-5	PM-7	PM-2	PM-8
8/15/98	2.5	182.0	3.2	3.0	3.0	3.5	1.5	1.4
11/30/98	1.5	316.0	4.5	1.5	3.5	10.5	1.0	1.7
3/9/99	1.0	663.0	5.5	1.5	4.0	1.5	1.5	1.5
11/23/99	2.5	440.0	5.3	2.8	4.2	5.5	5.0	2.1
	Cloreto							
Data	PM-1	PM-3	PM-4	PM-6	PM-5	PM-7	PM-2	PM-8
8/15/98	1.2	410.0	11.0	4.0	4.0	15.0	1.5	7.0
11/30/98	4.5	385.0	9.5	4.5	5.0	21.5	1.5	6.0
3/9/99	4.0	354.0	11.0	5.0	14.0	33.0	4.5	10.0
11/23/99	4.0	285.0	7.0	4.0	8.0	85.0	2.4	8.0

ANEXO B.3- Valores da amônia (μM) e nitrato (μM) nas amostras de água subterrânea dos poços de monitoramento localizados na área depósito de resíduos sólidos do Aurá.

	Amônia							
Data	PM-1	PM-3	PM-4	PM-6	PM-5	PM-7	PM-2	PM-8
8/15/98	0.78	208.9	25.6	3.9	13.9	0.4	0.1	2.6
11/30/98	0.6	151.1	22.8	2.8	9.4	0.6	0.2	2.5
3/9/99	0.1	228.9	15.6	0.8	11.7	0.4	7.1	1.8
11/23/99	1.8	49.4	3.9	3.1	3.7	1.1	3.5	2.6
	Nitrato							
Data	PM-1	PM-3	PM-4	PM-6	PM-5	PM-7	PM-2	PM-8
8/15/98	2.8	0.22	0.78	1.68	0.03	4.69	1.46	0.25
11/30/98	2.4	0.2	0.07	1.5	0.7	3.4	1.3	0.31
3/9/99	3.4	0.3	0.4	2.19	0.2	4.3	2.33	0.11
11/23/99	2.7	0.7	0.5	2.2	0.5	1.5	1.6	0.4

ANEXO B.4- Concentração do cálcio e magnésio (mg/L) nas amostras de água subterrânea dos poços de monitoramento localizados na área depósito de resíduos sólidos do Aurá.

Cálcio								
Data	PM-1	PM-3	PM-4	PM-6	PM-5	PM-7	PM-2	PM-8
8/15/98	0.1	45.0	3.0	1.0	1.0	1.5	0.3	0.5
11/30/98	0.1	33.0	2.0	0.8	1.0	1.2	0.2	0.4
3/9/99	0.1	29.0	2.6	0.4	1.1	1.0	0.3	0.3
11/23/99	0.3	24.0	2.1	0.7	1.0	0.5	0.4	0.6
Magnésio								
Data	PM-1	PM-3	PM-4	PM-6	PM-5	PM-7	PM-2	PM-8
8/15/98	0.2	12.0	0.2	0.0	1.0	0.2	0.2	0.3
11/30/98	0.2	12.0	0.3	0.0	1.0	0.2	0.3	0.4
3/9/99	0.2	10.0	0.3	0.2	0.5	0.1	0.2	0.3
11/23/99	0.3	9.0	0.4	0.2	0.5	0.2	0.2	0.4

ANEXO B.5- Concentração do sódio e potássio (mg/L) nas amostras de água subterrânea dos poços de monitoramento localizados na área depósito de resíduos sólidos do Aurá.

Sódio								
Data	PM-1	PM-3	PM-4	PM-6	PM-5	PM-7	PM-2	PM-8
8/15/98	1.5	186.0	6.0	2.0	2.0	12.0	2.0	3.5
11/30/98	1.0	294.0	6.0	1.0	2.0	17.0	2.0	3.0
3/9/99	2.0	160.0	4.0	1.0	2.0	25.0	3.0	3.6
11/23/99	1.6	187.0	5.2	2.6	2.1	48.0	1.3	3.7
Potássio								
Data	PM-1	PM-3	PM-4	PM-6	PM-5	PM-7	PM-2	PM-8
8/15/98	0.2	450	1	0.8	1	0.2	0.1	0.1
11/30/98	0.1	200	1	0.7	1	0.3	0.2	0.2
3/9/99	0.4	186	0.7	0.6	1	0.1	0.1	0.1
11/23/99	0.3	175	0.3	0.3	0.9	0.2	0.2	0.9

ANEXO C- CONCENTRAÇÃO DE METAIS NAS AMOSTRAS DE SOLOS E SEDIMENTOS NA ÁREA DE ABRANGÊNCIA DO DEPÓSITO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO AURÁ.

ANEXO C.1- Concentração do cádmio e cromo (mg/L) nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de solos coletados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

X	Y	Amostras	Cd-R	Cd-O	Cd-B	Cr-R	Cr-O	Cr-B
791277	9843777	am-so-1	1.25	0.36	0.16	99.61	6.96	4.26
791437	9842385	am-so-2	0.69	0.31	0.00	105.70	7.75	5.48
791387	9842863	am-so-3	1.66	0.31	0.30	135.80	21.70	10.85
791237	9843166	am-so-4	1.63	0.27	0.00	136.00	21.91	0.00
791222	9842695	am-so-5	1.19	0.24	0.00	120.20	13.12	4.19
790533	9842680	am-so-6	0.70	0.26	0.22	109.00	8.70	4.57
791247	9842436	am-so-7	0.69	0.32	0.30	124.00	9.32	2.90
791190	9843842	am-so-8	0.71	0.31	0.17	81.03	5.88	1.54
790907	9842752	am-so-9	0.68	0.31	0.00	128.30	7.71	5.61
790535	9842352	am-so-10	1.59	0.31	0.34	126.00	13.33	2.89
790687	9842072	am-so-11	0.70	0.27	0.27	87.64	7.81	4.39
790650	9842032	am-so-12	1.31	0.27	0.00	88.32	11.38	4.33
790797	9842145	Am-so-13	1.19	0.34	0.12	83.83	9.36	3.84
790573	9842229	Am-so-14	1.23	0.27	0.28	119.00	17.45	1.93
790795	9842040	Am-so-15	0.74	0.32	0.19	132.80	9.20	3.47
790975	9842132	Am-so-16	1.39	0.30	0.30	129.00	11.69	3.56
790650	9842202	Am-so-17	1.08	0.31	0.00	82.99	15.26	2.08
791297	9842424	Am-so-18	0.69	0.29	0.32	115.00	11.57	7.68
791055	9842090	Am-so-19	1.49	0.23	0.00	134.40	9.12	2.67
791147	9842117	Am-so-20	0.72	0.32	0.00	126.90	9.20	3.68
791285	9842079	Am-so-21	0.71	0.44	0.20	123.80	9.82	7.45
791270	9842539	Am-so-22	0.71	0.28	0.36	108.40	8.51	1.14
		Méida	1.03	0.30	0.16	113.53	11.22	4.02
		Desvi-pad.	0.37	0.04	0.14	18.73	4.39	2.40

R= fase residual; O = fase orgânica; B = fase biodisponível

ANEXO C.2- Concentração do cobre e ferro (mg/L) nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de solos coletados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

X	Y	Amostras	Cu-R	Cu-O	Cu-B	Fe-R	Fe-O	Fe-B
791277	9843777	Am-so-1	26,08	8,97	4,41	20028	894,30	2515,00
791437	9842385	Am-so-2	23,31	2,59	1,27	14849	4224,00	6282,00
791387	9842863	Am-so-3	14,61	1,62	1,44	26562	1671,00	4079,00
791237	9843166	Am-so-4	14,31	1,53	0,22	25295	1664,00	37,05
791222	9842695	Am-so-5	11,56	1,33	1,33	9728	198,00	1031,00
790533	9842680	Am-so-6	11,05	2,50	0,00	28830	1312,00	3134,00
791247	9842436	Am-so-7	12,89	5,87	1,36	49434	1354,00	1487,00
791190	9843842	Am-so-8	10,44	13,54	1,34	14596	1272,00	1570,00
790907	9842752	Am-so-9	13,09	4,55	1,10	24486	506,70	2220,00
790535	9842352	Am-so-10	18,63	10,71	1,34	44668	2326,00	3129,00
790687	9842072	Am-so-11	12,56	2,64	1,45	15192	3336,00	5135,00
790650	9842032	Am-so-12	16,37	2,36	0,00	15374	4780,00	5644,00

Continuação do Anexo C.2

X	y	Amostras	Cu-R	Cu-O	Cu-B	Fe-R	Fe-O	Fe-B
790797	9842145	Am-so-13	12,89	2,02	0,00	11601	2727,00	4168,00
790573	9842229	Am-so-14	33,65	4,84	0,00	21951	3190,00	2581,00
790795	9842040	Am-so-15	33,63	4,03	1,60	16908	2977,00	5621,00
790975	9842132	Am-so-16	21,87	3,14	1,15	22869	4801,00	5361,00
790650	9842202	Am-so-17	12,58	10,88	1,28	10051	2144,00	2449,00
791297	9842424	Am-so-18	22,84	3,90	1,47	22371	7039,00	7564,00
791055	9842090	Am-so-19	25,75	4,00	1,46	26948	3590,00	5252,00
791147	9842117	Am-so-20	26,23	4,05	1,36	25452	3624,00	3232,00
791285	9842079	Am-so-21	21,55	3,48	1,05	17773	4641,00	7950,00
791270	9842539	Am-so-22	24,11	2,72	1,24	44045	1340,00	1351,00
		Méida	19,1	4,6	1,2	23136,9	2709,6	3717,8
		Desvi-pad.	7,2	3,4	0,9	10891,7	1698,2	2154,5

R= fase residual; O = fase orgânica; B = fase biodisponível

ANEXO C.3- Concentração do manganês e níquel (mg/L) nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de solos coletados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

X	y	Amostras	Mn-R	Mn-O	Mn-B	Ni-R	Ni-O	Ni-B
791277	9843777	Am-so-1	94,2	6,0	9,6	25,4	1,5	2,0
791437	9842385	Am-so-2	72,3	0,0	6,9	35,9	1,2	4,2
791387	9842863	am-so-3	80,3	2,6	4,5	29,5	2,0	0,7
791237	9843166	am-so-4	74,5	2,7	4,8	30,2	1,2	3,9
791222	9842695	am-so-5	75,8	3,4	4,7	28,3	1,5	3,6
790533	9842680	am-so-6	93,3	57,1	9,0	26,0	1,0	1,0
791247	9842436	am-so-7	116,6	9,3	11,0	24,2	0,8	4,1
791190	9843842	am-so-8	103,0	12,5	36,9	26,6	0,8	2,5
790907	9842752	am-so-9	158,0	25,6	6,0	32,0	0,9	4,0
790535	9842352	am-so-10	110,1	7,1	38,2	26,5	1,8	3,5
790687	9842072	am-so-11	80,4	3,4	6,8	25,8	0,9	1,9
790650	9842032	am-so-12	84,3	10,1	5,7	29,5	1,5	4,6
790797	9842145	am-so-13	82,2	2,1	5,6	26,9	0,5	5,1
790573	9842229	am-so-14	96,1	4,8	27,6	29,4	2,5	2,5
790795	9842040	am-so-15	92,9	5,6	7,7	36,8	1,8	2,2
790975	9842132	am-so-16	99,0	9,0	14,1	32,7	2,4	2,1
790650	9842202	am-so-17	58,1	6,7	36,1	23,8	2,1	3,4
791297	9842424	am-so-18	126,1	126,7	448,8	39,3	2,6	2,2
791055	9842090	am-so-19	77,8	17,1	24,3	37,8	1,7	1,7
791147	9842117	am-so-20	84,5	13,9	5,8	35,5	1,8	1,5
791285	9842079	am-so-21	99,6	6,1	8,6	40,8	0,3	3,2
791270	9842539	am-so-22	108,6	10,4	7,0	24,4	0,8	1,6
		Méida	94,0	15,5	33,2	30,3	1,4	2,8
		Desvi-pad.	21,5	27,5	93,5	5,3	0,7	1,2

R= fase residual; O = fase orgânica; B = fase biodisponível

ANEXO C.4- Concentração do chumbo e zinco (mg/L) nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de solos coletados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá.

X	y	Amostras	Pb-R	Pb-O	Pb-B	Zn-R	Zn-O	Zn-B
791277	9843777	Am-so-1	9,9	1,9	7,2	21,3	3,0	18,0
791437	9842385	Am-so-2	6,3	5,9	6,2	24,2	2,7	3,5
791387	9842863	am-so-3	17,6	3,0	2,2	19,0	1,0	1,9
791237	9843166	am-so-4	14,8	3,0	0,0	18,1	1,1	0,0
791222	9842695	am-so-5	18,6	4,1	4,6	16,5	0,9	1,9
790533	9842680	am-so-6	14,8	1,6	2,5	19,2	3,3	16,1
791247	9842436	am-so-7	16,7	3,0	2,4	21,2	4,0	10,7
791190	9843842	am-so-8	5,7	3,0	0,0	14,7	3,5	1,4
790907	9842752	am-so-9	18,5	1,6	3,1	19,5	1,2	1,3
790535	9842352	am-so-10	15,2	5,6	4,5	23,9	6,8	27,7
790687	9842072	am-so-11	7,1	3,8	6,5	15,4	1,5	1,9
790650	9842032	am-so-12	6,5	5,7	6,6	18,5	3,3	3,0
790797	9842145	am-so-13	7,3	3,7	2,0	15,1	1,7	1,9
790573	9842229	am-so-14	12,4	7,1	2,8	22,9	10,4	30,8
790795	9842040	am-so-15	7,5	6,9	6,0	32,5	3,6	5,7
790975	9842132	am-so-16	13,0	7,4	3,7	27,4	7,6	14,9
790650	9842202	am-so-17	8,2	6,3	5,7	12,1	8,2	41,1
791297	9842424	am-so-18	9,5	7,4	3,9	31,1	6,7	5,5
791055	9842090	am-so-19	11,1	5,9	5,7	38,5	3,8	4,6
791147	9842117	am-so-20	8,0	6,3	5,5	32,2	3,9	1,6
791285	9842079	am-so-21	8,0	5,6	8,3	28,9	4,1	3,8
791270	9842539	am-so-22	15,3	0,8	1,2	14,4	1,8	6,1
		Méida	11,4	4,5	4,1	22,1	3,8	9,2
		Desvi-pad.	4,4	2,1	2,3	7,0	2,6	11,2

R= fase residual; O = fase orgânica; B = fase biodisponível

ANEXO C.5- Concentração do cobre, e ferro (mg/L) nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de sedimentos coletados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá na época de chuva (março de 1999) .

Amostras	Cu-R	Cu-O	Cu-B	Fe-R	Fe-O	Fe-B
	ÉPOCA DE CHUVA					
Se-111	45.97	9.04	0.92	25543	9353.00	7673.00
Se-112	18.44	8.53	1.46	25746	6790.00	7710.00
Se-113	14.52	6.96	1.51	35878	4343.00	7297.00
Se-115	32.94	8.30	1.54	19440	5824.00	5815.00
Se-116	34.62	8.47	1.62	20495	5438.00	6936.00
Se-117	30.20	7.44	1.41	20793	6113.00	7629.00
Se-118	36.46	9.77	0.00	20393	5940.00	5774.00
Se-119	21.14	8.25	1.23	16203	6159.00	5765.00
média-chuva	29.29	8.35	1.21	23061.38	6245.00	6824.88
Desvpad-chuva	10.52	0.87	0.54	6054.93	1440.27	896.99

R= fase residual; O = fase orgânica; B = fase biodisponível

ANEXO C.6- Concentração do cobre, e ferro (mg/L) nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de sedimentos coletados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá época de seca (outubro de 2001) .

Amostras	Cu-R	Cu-O	Cu-B	Fe-R	Fe-O	Fe-B
ÉPOCA DE SECA						
Sed-01	22.24	5.86	1.61	15641	3772.00	6412.00
Sed-02	21.61	6.69	1.41	14992	5512.00	5653.00
Sed-03	21.37	6.05	1.42	15282	5074.00	6190.00
Sed-04	21.50	6.15	1.67	13618	184.40	6501.00
Sed-05	19.25	6.00	1.46	11864	5181.00	5578.00
Sed-06	18.11	5.34	1.58	8997	3927.00	6441.00
Sed-07	20.94	5.83	1.38	13576	4762.00	5167.00
Sed-08	18.11	4.84	1.53	13519	2672.00	6371.00
Sed-09	20.77	5.39	1.38	13283	3244.00	6563.00
Sed-10	19.01	6.93	1.95	9001	5582.00	6158.00
Sed-11	23.38	6.26	1.50	14819	3988.00	7811.00
Sed-12	21.42	6.53	1.81	13227	4916.00	5968.00
Sed-13	19.36	5.30	1.70	12638	3924.00	5457.00
Sed-14	22.46	6.54	1.85	17720	4624.00	5297.00
Sed-15	19.50	5.67	0.82	13434	4504.00	5184.00
Sed-16	14.22	3.76	1.60	9951	1991.00	4838.00
Sed-17	19.33	4.81	1.42	13329	3229.00	5409.00
sed-01-d	23.32	5.95	1.77	17250	3922.00	6430.00
média-seca	20.33	5.77	1.55	13452.28	3944.91	5968.22
Desvpad-seca	2.24	0.78	0.25	2428.55	1349.06	716.41

R= fase residual; O = fase orgânica; B = fase biodisponível

ANEXO C.7- Concentração do manganês e níquel (mg/L) nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de sedimentos coletados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá época de chuva (março de 1999) .

Amostras	Mn-R	Mn-O	Mn-B	Ni-R	Ni-O	Ni-B
ÉPOCA DE CHUVA						
Se-111	137.3	40.8	128.7	31.2	3.7	2.8
Se-112	125.5	71.9	248.1	30.2	3.8	1.9
Se-113	102.0	30.2	74.7	26.2	2.3	4.3
Se-115	166.1	161.0	437.0	33.6	4.7	2.6
Se-116	155.8	86.9	301.3	33.8	5.7	3.9
Se-117	126.7	63.3	305.7	29.8	4.4	4.7
Se-118	161.9	95.9	289.3	39.4	6.4	3.5
Se-119	121.5	158.3	479.7	24.3	5.1	2.6
média-chuva	137.1	88.5	283.1	31.0	4.5	3.3
Desvpad-chuva	22.4	48.9	137.2	4.7	1.3	1.0

ANEXO C.8- Concentração do manganês e níquel(mg/L) nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de sedimentos coletados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá época de seca (outubro de 2001) .

Amostras	Mn-R	Mn-O	Mn-B	Ni-R	Ni-O	Ni-B
ÉPOCA DE SECA						
Sed-01	110.2	128.0	552.9	23.2	3.5	2.8
Sed-02	111.8	139.6	491.5	23.9	3.5	2.1
Sed-03	119.2	122.9	468.1	21.9	4.3	1.5
Sed-04	94.3	115.2	460.9	24.7	0.5	2.6
Sed-05	68.3	114.3	431.8	22.8	3.8	3.0
Sed-06	66.1	87.6	428.4	20.3	3.2	3.5
Sed-07	84.8	165.7	467.3	25.8	3.8	3.0
Sed-08	67.7	76.0	454.1	21.2	2.2	3.2
Sed-09	90.5	92.8	459.8	23.2	3.1	3.3
Sed-10	51.7	128.1	471.7	23.7	3.8	2.7
Sed-11	110.2	74.0	402.6	23.7	4.1	3.6
Sed-12	104.3	130.7	483.4	23.1	3.9	1.5
Sed-13	69.0	100.1	455.7	22.2	3.3	2.7
Sed-14	158.4	137.9	482.7	25.0	3.8	3.5
Sed-15	100.3	107.0	436.9	20.2	5.5	2.9
Sed-16	70.5	40.4	299.6	17.4	1.8	1.8
Sed-17	99.7	91.3	461.3	18.2	2.9	1.8
sed-01-d	140.8	129.7	550.4	24.2	3.3	3.0
média-seca	95.4	110.1	458.8	22.5	3.4	2.7
Desvpad-seca	27.8	29.7	54.5	2.3	1.1	0.7

R= fase residual; O = fase orgânica; B = fase biodisponível

ANEXO C.9- Concentração do chumbo e zinco (mg/L) nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de sedimentos coletadas na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá época de chuva (março de 1999) .

Amostras	Pb-R	Pb-O	Pb-B	Zn-R	Zn-O	Zn-B
ÉPOCA DE CHUVA						
Se-111	9.3	6.6	5.9	91.2	14.0	15.5
Se-112	9.0	4.5	7.7	29.0	13.2	15.7
Se-113	10.7	4.3	6.4	21.5	8.5	15.6
Se-115	8.7	5.7	5.9	32.6	15.9	16.1
Se-116	6.6	5.0	9.8	37.4	18.7	18.1
Se-117	8.7	4.7	9.5	26.7	14.8	16.8
Se-118	10.4	6.0	7.5	38.3	19.9	20.2
Se-119	5.8	5.8	5.8	30.7	16.3	15.9
média-chuva	8.7	5.3	7.3	38.4	15.2	16.7
Desvpad-chuva	1.7	0.8	1.6	22.0	3.5	1.7

ANEXO C.10- Concentração do chumbo e zinco (mg/L) nas fases geoquímicas residual, orgânica e biodisponível nas amostras de solos coletados na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá época de seca (outubro de 2001) .

Amostras	Pb-R	Pb-O	Pb-B	Zn-R	Zn-O	Zn-B
ÉPOCA DE SECA						
Sed-01	10.0	4.3	12.0	26.9	10.5	18.2
Sed-02	8.7	4.6	9.2	28.7	13.0	17.1
Sed-03	9.7	4.6	9.6	29.2	12.2	17.8
Sed-04	6.3	0.4	10.6	22.6	0.2	20.1
Sed-05	4.8	4.8	8.1	18.7	12.0	16.4
Sed-06	0.8	3.8	11.1	12.5	9.6	17.8
Sed-07	3.3	5.1	8.9	20.8	11.6	15.0
Sed-08	9.1	3.1	11.6	29.5	7.9	17.4
Sed-09	3.8	3.7	10.2	22.5	9.6	17.6
Sed-10	1.8	4.6	11.8	15.5	12.0	16.8
Sed-11	6.6	3.9	11.1	29.9	10.9	19.4
Sed-12	6.1	5.6	11.2	25.3	11.7	16.6
Sed-13	5.7	4.5	11.5	18.1	10.5	14.7
Sed-14	6.3	5.2	10.5	28.6	11.6	14.3
Sed-15	5.8	4.6	11.5	21.3	14.2	13.5
Sed-16	2.7	2.5	10.8	14.6	6.0	12.5
Sed-17	5.3	3.8	10.5	22.8	8.9	13.6
sed-01-d	13.1	4.5	8.7	32.5	10.8	16.4
média-seca	6.1	4.1	10.5	23.3	10.2	16.4
Desvpad-seca	3.1	1.2	1.2	5.9	3.1	2.1

R= fase residual; O = fase orgânica; B = fase biodisponível

ANEXO C.11- Distribuição percentual da concentração dos elementos Cd, Cr e Cu nas fases geoquímicas residual (resid), orgânica (orga.) e biodisponível (biod.) nas amostras de solos da área de abrangência do Aurá(outubro de 2001) .

	Cd				Cr				Cu			
	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.
Am-so-01	70,62	20,34	9,04	29,38	89,88	6,28	3,84	10,12	66,09	22,73	11,18	33,91
Am-so-02	69,00	31,00	0,00	31,00	88,88	6,52	4,61	11,12	85,79	9,53	4,67	14,21
Am-so-03	73,13	13,66	13,22	26,87	80,67	12,89	6,44	19,33	82,68	9,17	8,15	17,32
Am-so-05	83,22	16,78	0,00	16,78	87,41	9,54	3,05	12,59	81,29	9,35	9,35	18,71
Am-so-06	59,32	22,03	18,64	40,68	89,15	7,12	3,74	10,85	81,55	18,45	0,00	18,45
Am-so-07	52,67	24,43	22,90	47,33	91,03	6,84	2,13	8,97	64,07	29,17	6,76	35,93
Am-so-08	59,66	26,05	14,29	40,34	91,61	6,65	1,74	8,39	41,23	53,48	5,29	58,77
Am-so-09	68,69	31,31	0,00	31,31	90,59	5,44	3,96	9,41	69,85	24,28	5,87	30,15
Am-so-10	70,98	13,84	15,18	29,02	88,60	9,37	2,03	11,40	60,72	34,91	4,37	39,28
Am-so-11	56,45	21,77	21,77	43,55	87,78	7,82	4,40	12,22	75,44	15,86	8,71	24,56
Am-so-12	82,91	17,09	0,00	17,09	84,90	10,94	4,16	15,10	87,40	12,60	0,00	12,60
Am-so-13	72,12	20,61	7,27	27,88	86,40	9,65	3,96	13,60	86,45	13,55	0,00	13,55
Am-so-14	69,10	15,17	15,73	30,90	86,00	12,61	1,39	14,00	87,43	12,57	0,00	12,57
Am-so-15	59,20	25,60	15,20	40,80	91,29	6,32	2,39	8,71	85,66	10,26	4,08	14,34
Am-so-16	69,85	15,08	15,08	30,15	89,43	8,10	2,47	10,57	83,60	12,00	4,40	16,40
Am-so-17	77,70	22,30	0,00	22,30	82,72	15,21	2,07	17,28	50,85	43,98	5,17	49,15
Am-so-18	53,08	22,31	24,62	46,92	85,66	8,62	5,72	14,34	80,96	13,82	5,21	19,04
am-so-19	86,63	13,37	0,00	13,37	91,94	6,24	1,83	8,06	82,51	12,82	4,68	17,49
Am-so-19-D	69,23	30,77	0,00	30,77	90,79	6,58	2,63	9,21	82,90	12,80	4,30	17,10
Am-so-21	52,59	32,59	14,81	47,41	87,76	6,96	5,28	12,24	82,63	13,34	4,03	17,37
Am-so-22	52,59	20,74	26,67	47,41	91,83	7,21	0,97	8,17	85,89	9,69	4,42	14,11
Média	67,9	21,4	10,7	32,1	88,2	8,7	3,1	11,8	77,0	18,4	4,6	23,0
desvio-padrã	11,1	6,2	9,3	11,1	3,0	2,8	1,6	3,0	12,9	12,0	3,1	12,9

%pot-bio = fração potencialmente biodisponível em % obtida da soma da fase geoquímica biodisponível e a fase orgânica.

ANEXO C.12- Distribuição percentual da concentração dos elementos Fe, Mn e Ni nas fases geoquímicas residual (resid), orgânica (orga.) e biodisponível (biod.) nas amostras de solos (outubro de 2001) .

	Fe				Mn				Ni			
	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.
Am-so-01	85,45	3,82	10,73	14,55	85,80	5,47	8,74	14,20	87,96	5,06	6,97	12,04
Am-so-02	58,56	16,66	24,78	41,44	91,24	0,05	8,71	8,76	86,81	3,00	10,20	13,19
Am-so-03	82,20	5,17	12,62	17,80	91,88	2,94	5,18	8,12	91,47	6,33	2,20	8,53
Am-so-05	88,78	1,81	9,41	11,22	90,39	4,02	5,59	9,61	84,73	4,40	10,87	15,27
Am-so-06	86,64	3,94	9,42	13,36	58,52	35,83	5,66	41,48	92,88	3,47	3,65	7,12
Am-so-07	94,57	2,59	2,84	5,43	85,18	6,76	8,06	14,82	83,21	2,64	14,14	16,79
Am-so-08	83,70	7,29	9,00	16,30	67,58	8,20	24,22	32,42	88,89	2,67	8,44	11,11
Am-so-09	89,98	1,86	8,16	10,02	83,35	13,49	3,15	16,65	86,71	2,41	10,87	13,29
Am-so-10	89,12	4,64	6,24	10,88	70,88	4,55	24,57	29,12	83,33	5,54	11,14	16,67
Am-so-11	64,20	14,10	21,70	35,80	88,80	3,70	7,51	11,20	90,20	3,08	6,72	9,80
Am-so-12	59,59	18,53	21,88	40,41	84,25	10,08	5,67	15,75	83,09	4,08	12,83	16,91
Am-so-13	62,72	14,74	22,53	37,28	91,37	2,38	6,25	8,63	82,79	1,60	15,60	17,21
Am-so-14	79,18	11,51	9,31	20,82	74,79	3,74	21,47	25,21	85,64	7,23	7,14	14,36
Am-so-15	66,29	11,67	22,04	33,71	87,47	5,27	7,26	12,53	90,40	4,30	5,30	9,60
Am-so-16	69,23	14,53	16,23	30,77	81,07	7,36	11,57	18,93	88,02	6,40	5,57	11,98
Am-so-17	68,64	14,64	16,72	31,36	57,58	6,65	35,77	42,42	81,36	7,16	11,48	18,64
Am-so-18	60,50	19,04	20,46	39,50	17,97	18,06	63,97	82,03	89,06	5,93	5,01	10,94
am-so-19	75,29	10,03	14,67	24,71	65,28	14,33	20,40	34,72	91,77	4,23	4,01	8,23
Am-so-19-D	78,78	11,22	10,00	21,22	81,12	13,30	5,58	18,88	91,40	4,71	3,89	8,60
Am-so-21	58,53	15,28	26,18	41,47	87,12	5,35	7,52	12,88	92,21	0,68	7,11	7,79
Am-so-22	94,24	2,87	2,89	5,76	86,22	8,25	5,53	13,78	91,24	2,88	5,88	8,76
Média	76,8	9,6	13,5	23,2	78,1	8,3	13,6	21,9	87,7	4,1	8,2	12,3
desvio-padrã	12,8	5,8	7,6	12,8	17,1	7,6	14,1	17,1	3,5	1,8	3,7	3,5

%pot-bio = fração potencialmente biodisponível em % obtida da soma da fase geoquímica biodisponível e a fase orgânica.

ANEXO C.13- Distribuição percentual da concentração dos elementos Pb e Zn nas fases geoquímicas residual (resid), orgânica (orga.) e biodisponível (biod.) nas amostras de solos (outubro de 2001) .

	Pb				Zn			
	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.
Am-so-01	52,14	9,94	37,92	47,86	50,26	7,11	42,63	49,74
Am-so-02	34,10	32,02	33,88	65,90	79,66	8,71	11,63	20,34
Am-so-03	77,08	13,10	9,82	22,92	86,78	4,74	8,48	13,22
Am-so-05	67,98	15,13	16,89	32,02	85,39	4,82	9,79	14,61
Am-so-06	78,19	8,63	13,18	21,81	49,74	8,49	41,77	50,26
Am-so-07	75,66	13,44	10,90	24,34	58,99	11,20	29,80	41,01
Am-so-08	65,37	34,63	0,00	34,63	75,05	17,83	7,12	24,95
Am-so-09	79,46	7,02	13,52	20,54	88,58	5,55	5,87	11,42
Am-so-10	60,17	21,91	17,92	39,83	40,98	11,62	47,39	59,02
Am-so-11	41,10	21,73	37,18	58,90	81,62	8,08	10,31	18,38
Am-so-12	34,50	30,30	35,19	65,50	74,41	13,44	12,15	25,59
Am-so-13	55,98	28,37	15,65	44,02	80,73	9,21	10,06	19,27
Am-so-14	55,68	31,83	12,49	44,32	35,78	16,23	47,99	64,22
Am-so-15	36,71	33,92	29,37	63,29	77,90	8,52	13,58	22,10
Am-so-16	54,03	30,75	15,23	45,97	54,89	15,30	29,80	45,11
Am-so-17	40,71	31,06	28,23	59,29	19,65	13,34	67,01	80,35
Am-so-18	45,61	35,48	18,92	54,39	71,71	15,53	12,76	28,29
am-so-19	49,05	26,05	24,90	50,95	81,97	8,15	9,88	18,03
Am-so-19-D	40,49	31,79	27,72	59,51	85,37	10,31	4,32	14,63
Am-so-21	36,55	25,45	38,01	63,45	78,58	11,05	10,37	21,42
Am-so-22	88,30	4,67	7,03	11,70	64,64	8,06	27,31	35,36
Média	56,9	22,9	20,2	43,1	69,0	10,1	20,9	31,0
desvio-padrã	17,5	10,1	11,9	17,5	19,6	3,8	18,1	19,6

%pot-bio = fração potencialmente biodisponível em % obtida da soma da fase geoquímica biodisponível e a fase orgânica.

ANEXO C.14- Distribuição percentual da concentração dos elementos Cd, Cr e Cu nas fases geoquímicas residual (resid), orgânica (orga.) e biodisponível (biod.) nas amostras de sedimentos de fundo na área de abrangência do Aurá.

	Cd				Cr				Cu			
	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.
Se-111	71,19	14,69	14,12	28,81	85,19	10,84	3,96	14,81	82,19	16,16	1,64	17,81
Se-112	50,75	32,09	17,16	49,25	85,99	10,52	3,50	14,01	64,86	30,00	5,14	35,14
Se-113	68,78	15,12	16,10	31,22	87,18	8,40	4,42	12,82	63,16	30,27	6,57	36,84
Se-115	65,71	34,29	0,00	34,29	88,22	8,42	3,36	11,78	77,00	19,40	3,60	23,00
Se-116	68,18	19,32	12,50	31,82	83,84	12,02	4,14	16,16	77,43	18,94	3,62	22,57
Se-117	70,00	18,24	11,76	30,00	85,92	10,82	3,26	14,08	77,34	19,05	3,61	22,66
Se-118	70,59	29,41	0,00	29,41	86,13	10,44	3,43	13,87	78,87	21,13	0,00	21,13
Se-119	69,90	30,10	0,00	30,10	78,00	16,29	5,72	22,00	69,04	26,94	4,02	30,96
média(sed-chu)	66,9	24,2	9,0	33,1	85,1	11,0	4,0	14,9	73,7	22,7	3,5	26,3
Sed-01	74,77	25,23	0,00	25,23	87,07	9,31	3,62	12,93	74,86	19,72	5,42	25,14
Sed-02	78,38	21,62	0,00	21,62	78,89	15,84	5,27	21,11	72,74	22,52	4,75	27,26
Sed-03	61,73	14,81	23,46	38,27	85,79	11,02	3,19	14,21	74,10	20,98	4,92	25,90
Sed-04	51,55	14,29	34,16	48,45	95,15	0,35	4,50	4,85	73,33	20,98	5,70	26,67
Sed-05	49,19	17,74	33,06	50,81	87,01	10,16	2,83	12,99	72,07	22,46	5,47	27,93
Sed-06	50,50	22,77	26,73	49,50	79,65	14,72	5,63	20,35	72,35	21,33	6,31	27,65
Sed-07	57,93	15,17	26,90	42,07	83,24	12,35	4,42	16,76	74,39	20,71	4,90	25,61
Sed-08	50,00	19,83	30,17	50,00	83,43	10,50	6,07	16,57	73,98	19,77	6,25	26,02
Sed-09	57,69	17,95	24,36	42,31	88,11	8,76	3,13	11,89	75,42	19,57	5,01	24,58
Sed-10	78,50	21,50	0,00	21,50	81,38	13,85	4,77	18,62	68,16	24,85	6,99	31,84
Sed-11	43,61	19,55	36,84	56,39	86,28	9,70	4,02	13,72	75,08	20,10	4,82	24,92
Sed-12	75,00	25,00	0,00	25,00	81,53	13,52	4,96	18,47	71,98	21,94	6,08	28,02
Sed-13	44,17	28,33	27,50	55,83	81,99	12,84	5,17	18,01	73,44	20,11	6,45	26,56
Sed-14	79,05	20,95	0,00	20,95	86,76	9,74	3,49	13,24	72,80	21,20	6,00	27,20
Sed-15	72,73	27,27	0,00	27,27	76,47	18,88	4,65	23,53	75,03	21,82	3,16	24,97
Sed-16	55,00	18,57	26,43	45,00	84,48	10,49	5,02	15,52	72,63	19,20	8,17	27,37
Sed-17	65,52	34,48	0,00	34,48	85,31	10,35	4,34	14,69	75,63	18,82	5,56	24,37
média(sed-sec)	62,10	21,81	16,09	37,90	84,41	11,19	4,40	15,59	73,51	20,85	5,65	26,49
des-pad-sed-sec	12,23	5,21	14,73	12,23	4,10	3,71	0,88	4,10	1,75	1,47	1,03	1,75

ANEXO C.15- Distribuição percentual da concentração dos elementos Fe, Mn e Ni nas fases geoquímicas residual (resid), orgânica (orga.) e biodisponível (biod.) nas amostras de sedimentos de fundo na área de abrangência do Aurá.

	Fe				Mn				Ni			
	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.
Se-111	60,00	21,97	18,02	40,00	44,75	13,30	41,95	55,25	82,74	9,84	7,42	17,26
Se-112	63,97	16,87	19,16	36,03	28,17	16,14	55,69	71,83	84,17	10,48	5,35	15,83
Se-113	75,50	9,14	15,36	24,50	49,30	14,60	36,10	50,70	79,85	7,10	13,05	20,15
Se-115	62,55	18,74	18,71	37,45	21,74	21,07	57,19	78,26	82,32	11,40	6,28	17,68
Se-116	62,35	16,54	21,10	37,65	28,64	15,97	55,39	71,36	77,92	13,03	9,05	22,08
Se-117	60,21	17,70	22,09	39,79	25,56	12,76	61,67	74,44	76,42	11,41	12,18	23,58
Se-118	63,52	18,50	17,98	36,48	29,59	17,53	52,88	70,41	79,81	13,04	7,16	20,19
Se-119	57,61	21,90	20,50	42,39	16,00	20,84	63,16	84,00	75,88	16,08	8,04	24,12
média(sed-chu)	63,2	17,7	19,1	36,8	30,5	16,5	53,0	69,5	79,9	11,5	8,6	20,1
des-pad-se-chu	5,2	3,6	2,1	5,2	9,6	2,9	8,3	9,6	2,8	2,6	2,7	2,8
Sed-01	60,57	14,61	24,83	39,43	13,93	16,18	69,89	86,07	78,79	11,71	9,50	21,21
Sed-02	57,32	21,07	21,61	42,68	15,05	18,79	66,16	84,95	81,17	11,86	6,97	18,83
Sed-03	57,57	19,11	23,32	42,43	16,78	17,30	65,91	83,22	79,26	15,43	5,31	20,74
Sed-04	67,07	0,91	32,02	32,93	14,06	17,18	68,75	85,94	88,83	1,69	9,48	11,17
Sed-05	52,44	22,90	24,66	47,56	11,12	18,60	70,28	88,88	77,13	12,91	9,97	22,87
Sed-06	46,46	20,28	33,26	53,54	11,36	15,05	73,60	88,64	75,07	11,96	12,96	24,93
Sed-07	57,76	20,26	21,98	42,24	11,81	23,09	65,10	88,19	79,35	11,59	9,07	20,65
Sed-08	59,92	11,84	28,24	40,08	11,33	12,71	75,96	88,67	79,58	8,32	12,10	20,42
Sed-09	57,53	14,05	28,42	42,47	14,07	14,42	71,51	85,93	78,51	10,44	11,05	21,49
Sed-10	43,40	26,91	29,69	56,60	7,93	19,66	72,41	92,07	78,44	12,67	8,90	21,56
Sed-11	55,67	14,98	29,34	44,33	18,78	12,61	68,61	81,22	75,38	13,03	11,59	24,62
Sed-12	54,86	20,39	24,75	45,14	14,52	18,19	67,29	85,48	81,03	13,57	5,40	18,97
Sed-13	57,40	17,82	24,78	42,60	11,05	16,02	72,93	88,95	78,67	11,79	9,55	21,33
Sed-14	64,11	16,73	19,16	35,89	20,33	17,70	61,96	79,67	77,30	11,81	10,88	22,70
Sed-15	58,10	19,48	22,42	41,90	15,57	16,61	67,82	84,43	70,64	19,31	10,06	29,36
Sed-16	59,30	11,87	28,83	40,70	17,17	9,84	72,99	82,83	82,64	8,75	8,61	17,36
Sed-17	60,68	14,70	24,62	39,32	15,28	14,00	70,71	84,72	79,43	12,82	7,75	20,57
sed-01-d	62,50	14,21	23,30	37,50	17,15	15,80	67,05	82,85	79,29	10,85	9,86	20,71
média(sed-sec)	57,37	16,78	25,85	42,63	14,29	16,32	69,39	85,71	78,92	11,69	9,39	21,08
des-pad-sed-sec	5,51	5,46	3,73	5,51	3,05	2,94	3,43	3,05	3,54	3,36	2,02	3,54

ANEXO C.16- Distribuição percentual da concentração dos elementos Pb e Zn nas fases geoquímicas residual (resid), orgânica (orga.) e biodisponível (biod.) nas amostras de sedimentos de fundo na área de abrangência do Aurá.

	Pb				Zn			
	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.	%-resid.	%-orga.	%-biod.	%pot-bio.
Se-111	42,68	30,11	27,21	57,32	75,57	11,60	12,83	24,43
Se-112	42,51	21,32	36,17	57,49	50,18	22,73	27,09	49,82
Se-113	50,14	20,12	29,74	49,86	47,17	18,62	34,21	52,83
Se-115	42,89	28,06	29,05	57,11	50,44	24,65	24,91	49,56
Se-116	30,84	23,40	45,77	69,16	50,42	25,14	24,44	49,58
Se-117	37,93	20,69	41,38	62,07	45,71	25,42	28,87	54,29
Se-118	43,57	25,00	31,43	56,43	48,79	25,43	25,77	51,21
Se-119	33,35	33,12	33,52	66,65	48,77	25,95	25,27	51,23
média(sed-chu)	40,5	25,2	34,3	59,5	52,1	22,4	25,4	47,9
des-pad-se-chu	6,1	4,4	5,8	6,1	2,0	2,5	3,2	2,0
Sed-01	38,09	16,45	45,46	61,91	48,39	18,85	32,76	51,61
Sed-02	38,65	20,30	41,05	61,35	48,80	22,08	29,12	51,20
Sed-03	40,57	19,15	40,28	59,43	49,32	20,66	30,02	50,68
Sed-04	36,32	2,42	61,26	63,68	52,78	0,35	46,87	47,22
Sed-05	27,27	27,10	45,63	72,73	39,69	25,43	34,88	60,31
Sed-06	5,02	24,16	70,82	94,98	31,40	23,97	44,63	68,60
Sed-07	19,11	29,39	51,50	80,89	43,99	24,38	31,62	56,01
Sed-08	38,42	12,89	48,69	61,58	53,84	14,49	31,67	46,16
Sed-09	21,25	21,02	57,73	78,75	45,29	19,31	35,40	54,71
Sed-10	9,90	25,08	65,02	90,10	35,09	27,03	37,87	64,91
Sed-11	30,56	18,19	51,25	69,44	49,73	18,05	32,21	50,27
Sed-12	26,58	24,44	48,98	73,42	47,25	21,75	31,01	52,75
Sed-13	26,20	20,72	53,08	73,80	41,86	24,24	33,90	58,14
Sed-14	28,60	23,69	47,70	71,40	52,46	21,32	26,21	47,54
Sed-15	26,67	20,85	52,47	73,33	43,57	28,90	27,53	56,43
Sed-16	16,64	15,51	67,86	83,36	44,24	17,98	37,78	55,76
Sed-17	26,90	19,36	53,74	73,10	50,33	19,66	30,01	49,67
sed-01-d	49,87	17,08	33,05	50,13	54,45	18,09	27,45	45,55
média(sed-sec)	28,14	19,88	51,98	71,86	46,25	20,36	33,39	53,75
des-pad-sed-sec	10,94	5,88	9,54	10,94	6,15	6,00	5,42	6,15