UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

# AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA DISPOSIÇÃO DE LODO GERADO POR ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (ETA) SOBRE A QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ÁREA DA BARRAGEM TAIAÇUPEBA, SUZANO, SP.

**ANÍBAL BEM DAVID ALBINO MUCHIMBANE**

Orientadora: Profa. Dra. Rosely Aparecida Liguori Imbernon

**TESE DE DOUTORAMENTO**

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

Versão Corrigida

T
M942
ABDA.a
v.corrigida

SÃO PAULO
2016

NÃO CIRCULA

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

# "AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA DISPOSIÇÃO DE LODO GERADO POR ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (ETA) SOBRE A QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ÁREA DA BARRAGEM TAIAÇUPEBA, SUZANO, SP"

ANIBAL BEM DAVID ALBINO MUCHIMBANE

Orientadora: Profª. Drª. Rosely Aparecida Liguori Imbernon

Tese de Doutorado

COMISSÃO JULGADORA

| Nome | Assinatura |
|---|---|
| Presidente: Drª. Rosely Aparecida Liguori Imbernon | |
| Dr. Joel Barbujiani Sígolo | |
| Drª. Alexandra Vieira Suhogusoff | |
| Drª. Mirian Chieko Shinzato | |
| Drª. Sibele Ezaki | |

SÃO PAULO
2016
versão original

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**
**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

IGc-Instituto de Geociências
2765439-10
Avaliação da influência da disposição de lodo gerado p
estação de tratamento de água (ETA)
T5820

Instituto de Geociências
BIBLIOTECA
T5820
U.S.P.

# AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA DISPOSIÇÃO DE LODO GERADO POR ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (ETA) SOBRE A QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ÁREA DA BARRAGEM TAIAÇUPEBA, SUZANO, SP.

**ANÍBAL BEM DAVID ALBINO MUCHIMBANE**

Orientadora: Profa. Dra. Rosely Aparecida Liguori Imbernon

**TESE DE DOUTORAMENTO**

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

Versão Corrigida

SÃO PAULO
2016

T
M942
ABDA a
v. corrigida

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.



Ficha catalográfica preparada pelo Serviço de Biblioteca e Documentação do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo

Muchimbane, Aníbal Bem David Albino
Avaliação da influência da disposição de lodo gerado por estação de tratamento de água (ETA) sobre a qualidade do solo e da água subterrânea na área da Barragem Taiaçupeba, Suzano, SP. / Aníbal Bem David Albino Muchimbane. - São Paulo, 2016.
226 p. : il.

Tese (Doutorado) : IGc/USP
Orient.: Imbernon, Rosely Aparecida Liguori

1. Tratamento de água 2. Resíduos sólidos 3. Contaminação I. Título

Dedico aos meus pais, Albino Banguija Muchimbane (*In memoriam*) e Laurina Chinguana Gundana, exemplos de idoneidade, humildade e de entrega abnegada.

Aos meus filhos, Albino (Bilton), Líllian (Nica) e Júnior, a razão da minha resiliência.

A minha esposa e irmãos pelo apoio incondicional.

## AGRADECIMENTOS

Ao governo do Brasil, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela bolsa de doutorado que me proporcionou a minha manutenção durante a realização desta pesquisa.

Agradeço ao governo de Moçambique, através do Ministério dos Recursos Minerais pela autorização que me concederam para dar continuidade com os estudos de Doutoramento.

À minha orientadora, Prof.a Dra. Rosely Aparecida Liguori Imbernon pela sábia orientação, confiança e paciência na condução deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP pela concessão de verba ao projeto por meio do Processo 2013/01507-1.

Ao Instituto de Geociências – IGc da Universidade de São Paulo – USP pelo apoio em seu Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia (PPRMH).

Ao Eng. Elias Félix Daudi, diretor nacional da Direção Nacional de Geologia e Moçambique o meu apreço como ser humano e como dirigente.

À Superintendência de Assistência Social - SAS e à assistente social Lucimara que me concedeu a vaga na moradia no CRUSP.

Ao Dr. Fernando Saraiva, pesquisador sênior do Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas - CEPAS pela ajuda nos levantamentos geofísicos e na revisão final do texto.

À Dra. Renata Bazante Yamaguishi, muito obrigado pela confiança, amizade, carinho, pela ajuda nas várias etapas de coleta de amostras de água, na colaboração em trabalhos científicos para apresentar em congressos científicos.

À Profa. Dra. Áurea B.C. Geraldo do IPEN/CNEN pela disponibilidade e apoio sempre presentes.

Ao Instituto de Pesquisa e Energia Nuclear – IPEN/CNEN pela execução de análises de radiação e por ceder a sua viatura para os trabalhos de campo.

Aos técnicos de campo Paulinho e Samuel pela amizade, pelo encorajamento, cumplicidade, muito trabalho de campo juntos.

Aos técnicos dos laboratórios do Instituto de Geociências, os quais não nominarei, mas que me proporcionaram ambiente e auxílio na realização de análises.

Ao pessoal da seção de Pós-Graduação: Tadeu, Katherine, Alexandre e a Magali, que sempre souberam acarinhar e apoiar ao Pós-Graduando, em particular o estrangeiro.

Ao amigos e colegas do IGc: Carlos Echeverri, Diego Gutierrez, Galê, Lucas Cassini, Sidney Schaberle Goveia, Marcelo Silva (o Professor), Vanessa Amadi Barros Rauen, Rejane Rocha pelos valiosos momentos de amizade e ajuda que cada um deu à sua maneira.

À todas as pessoas que, direta ou indiretamente, estiveram comigo nesta empreitada, que Deus vos abençoe.

"Sempre parece impossível até que seja feito"

Nelson Mandela

## RESUMO

Na Região Metropolitana de São Paulo - RMSP a produção de água nas estações de tratamento de água (ETA) excede 70 metros cúbicos por segundo, e produz elevadas quantidades de lodo, considerado como resíduo gerado no processo de tratamento de água para abastecimento. A destinação desse resíduo sólido, atualmente, tem sido os aterros sanitários, quando não são depositados no fundo dos reservatórios, fora da área de captação. Na ETA Taiaçupeba, localizada no município de Suzano, a geração de lodo apresenta uma média de 350 t/mês de lodo seco. Durante o período de 1994 a 2002 o lodo foi depositado no fundo do lago, a jusante da captação da ETA. A partir de 2005, o lodo foi retirado, sendo que um grande volume foi depositado em área contígua à soleira da barragem, em diques, formando um depósito tecnogênico. A disposição direta desse material sobre o solo na área da barragem de Taiaçupeba foi o objeto de estudo desta pesquisa, objetivando a caracterização do material após dez anos de deposição, e avaliação da interação do resíduo depositado com água subterrânea e áreas adjacentes. A implantação de poços de monitoramento realizou-se a partir de levantamentos geofísicos, que indicaram a profundidade do aquífero freático e as áreas com maior concentração de resíduos. A implantação dos poços permitiu amostrar o resíduo e os materiais de cobertura, caracterizados físico-quimicamente, por meio de análises granulométricas, fluorescência de raios-X, difratometria de raios-X, espectroscopia de infravermelho com Transformada de Fourier, e microscopia eletrônica de varredura. O aquífero freático foi amostrado em duas campanhas, estação seca e chuvosa, bem como as águas superficiais do vertedouro da barragem e do antigo leito do rio Taiaçupeba, e analisadas para ânions e cátions. Os resultados indicaram a presença de metais pesados em amostras do resíduo na área de deposição, sem, no entanto, observar-se disponibilização desses elementos para a água do aquífero freático ou águas superficiais. Para a água, os metais Fe e Mn estão acima dos limites observados na legislação; o Al e Pb, em somente uma amostra, apresentaram valores acima dos limites permitidos. Para os ânions, o nitrogênio, em suas diferentes formas, foi indicado em várias amostras acima dos limites permitidos. A grande quantidade de matéria orgânica e a indicação de poliacrilamida residual (PAM - polímero utilizado no processo de floculação) no aterro são responsáveis pelos teores acima dos parâmetros de qualidade para esses compostos nitrogenados.



Palavras-chaves: Lodo de ETA; tratamento de água; resíduos sólidos; contaminação solo/água.

## ABSTRACT

In Greater São Paulo - RMSP the water treatment plants (WTP) exceeds 70 cubic meters of water per second, and produces high amounts of sludge, it is considered as waste generated in the water supply treatment process. The destination of solid waste currently has been the landfills, when they are not deposited on the bottom of the reservoir, outside the catchment area. In Taiaçupeba ETA, located in the Suzano city, the generation of sludge has an average of 350 t / month of dry sludge. Among 1994-2002, the sludge was deposited in the lake bottom, downstream capture ETA. Since 2005, the sludge was removed, and a large amount was deposited in an area adjacent to the dam sill in dikes, forming a technogenic deposit. The direct disposal of this material on the ground in Taiaçupeba dam area was the object this research, aiming the characterization of the material after ten years from deposition, and aloowed to evaluate the interactions between the sludge deposited with groundwater and surrounding areas. The implementation of monitoring wells was held from geophysical surveys, which indicated the depth of the water aquifer and the areas with the highest concentration of sludge. The implementation of the wells allowed sampling the sludge and covering materials, both characterized physic-chemical, size analysis, X-ray fluorescence, X-ray diffraction, infrared spectroscopy Fourier Transform, and scanning electron microscopy. The water aquifer was sampled in two seasons, dry and rainy, as well as surface water from the spillway of the dam and the old riverbed Taiaçupeba, and analyzed for anions and cations. The results indicated the presence of heavy metals in the residue of the sample deposition area, without, however, be noted availability of these elements in the water samples. The large amount of organic matter and residual polyacrylamide indication (polymer applied in the flocculation process) in the soil are responsible for contents above quality parameters for nitrogenous compounds.



Keywords: water treatment sludge; water treatment; solid waste; soil/water contamination.

## LISTA DE FIGURAS


**Figura 1** - Sequência do sistema de tratamento de água convencional. 21

**Figura 2 -** Esquema da interligação das barragens que compõem o Sistema Produtor do Alto Tietê (Fonte: DAEE). 49

**Figura 3 -** Foto aérea com o diagrama de disposição e movimentação do lodo depositado na ETA Taiaçupeba, Suzano, SP. (Fonte: SABESP). 53

**Figura 4 -** Sequência temporal entre os anos 2002-2014 da área de estudo, indicando alocação do lodo no reservatório, e posterior transferência para a área de estudo (Fonte: Google earth ® modificado). 54

**Figura 5** - Localização da barragem Taiaçupeba. 56

**Figura 6** - Sistema Produtor do Alto-Tietê (SPAT) e vinculação hídrica entre as sub-bacias na Bacia do Alto-Tietê na Região Metropolitana de São Paulo (Fonte DAEE) 57

**Figura 7** - Vista geral do posicionamento da área do depósito do lodo em relação à Estação de Tratamento de Água e a Represa Taiaçupeba (Fonte: Google earth® modificado, 2015). 58

**Figura 8** - Mapa geológico da Região de estudo (PERROTA *et al.*, 2005). 63

**Figura 9 -** Precipitações totais mensais para os anos de 2012, 2013 e 2014 na área da barragem Taiaçupeba (dados fonte: DAEE) 67

**Figura 10** - (a) Área de estudo, com a vegetação bem desenvolvida; (b) área de controle próximo ao leito do rio Taiaçupeba, com a vegetação menos desenvolvida. 71

**Figura 11** - Imagem mostrando a localização de linhas de EM's e SEV's 72

**Figura 12 -** Princípio do método Eletromagnético (Moreira e Dourado, 2005). 73

**Figura 13** – Levantamento Eletromagnético com EM-31 na área de estudo. 75

**Figura 14** – Levantamento por Sondagem Elétrica Vertical – SEV. 77

**Figura 15** – Esquema de campo para o arranjo *Schlumberger* (BRAGA, 2006) 77

**Figura 16** - Relação entre a distância de AB e profundidade investigada. Observar que abertura de AB é aproximadamente proporcional à profundidade investigada (Fonte: adaptada de Braga, 2002). 78

**Figura 17** - Sobreposição dos mapas de condutividade sobre a imagem de satélite da área indicando as anomalias pelo EM-31geradas pelo volume de lodo depositado (pontos em vermelho poços implantados): (a) mapa do campo horizontal e (b) mapa do campo vertical. 80

**Figura 18 -** Distribuição espacial dos pontos de amostragem do solo e de águas subterrâneas na área de estudo. (Fonte: Google Earth/2011). 81

**Figura 19** – (a) Sondagem com o trado manual tipo Holandês na área de estudo e; (b) coleta de amostras sólidas. 82

**Figura 20** – (a) Tubos de PVC com a extremidade vedada com a tampa de PVC e filtro ranhurado; (b) instalação do poço de monitoramento; (c) poço de monitoramento instalado. 84

**Figura 21** - Esquema construtivo do poço de monitoramento. 84

**Figura 22** – Coleta de lodo *in natura* depositado em leiras de secagem na ETA Taiaçupeba, SP. 85

**Figura 23** - (a) Medição do nível d'água; (b) higienização da trena elétrica com água destilada; (c) coleta de amostra com *bailer*; (d) filtragem da água; (e) leitura dos parâmetros físico-químicos *in situ*. 88
**Figura 24** – (a) Provetas de 1000 mL contendo água destilada e amostra desagregada; (b) coleta do material (pipetagem); (c) Transferência da amostra para o funil de elutriação; (d) material para filtragem do material elutriado; (e) conjunto de peneiras montados sobre vibrador na caixa para amortecimento de ruído e vibração. 92/93
**Figura 25** - (a) Diagrama de Shepard (1954); (b). Diagrama de Flemming (2000). 93
**Figura 26** - Imagem do equipamento de Fluorescência de Raios-X – Philips modelo PW2400. 96
**Figura 27** - Equipamentos de degradação radiolítica ou radiação ionizante: Acelerador de feixe de elétrons (Dynamitron) e reator de emissão de raios gama (Gammacell-220). 100
**Figura 28** - Posicionamento das amostras no Gammacell-220. 101
**Figura 29** - Distribuição espacial dos pontos de amostragem de solos, águas subterrâneas e superficiais na área de estudo. (Fonte: Google Earth/2011). 102
**Figura 30**- Resultados da modelação dos dados da SEV1. 104
**Figura 31**- Resultados da modelação dos dados da SEV2. 105
**Figura 32**- Resultados da modelação dos dados da SEV3. 106
**Figura 33 -** Resultados da modelação dos dados da SEV4. 107
**Figura 34** - Mapa de Condutividade Elétrica Aparente do campo horizontal (EM-31) pacote profundo de 0 a 3 m. 108
**Figura 35** - Mapa de Condutividade Elétrica Aparente do campo vertical (EM-31) pacote profundo de 0 a 6 m. 108
**Figura 36** - Perfis esquemáticos do solo na área, a partir da descrição do material retirado para implantação dos poços de monitoramento (o poço F5 foi descartado por apresentar risco de solapamento). 110
**Figura 37** - Classificação das amostras sólidas a partir das análises granulométricas (a) diagrama ternário de Shepard (1954); (b) diagrama triangular de Flemming (2000). 114
**Figura 38 -** Gráfico para os teores de Al, Fe e Mn nas amostras de resíduo e lodo *in natura* coletados na área de deposição. 125
**Figura 39 -** Gráfico para os teores de Ba, Zn e Cr nas amostras de resíduo e lodo *in natura* coletados na área de deposição. 126
**Figura 40** - Difratograma de raios X de amostra de lodo C2 coletadas na área de secagem e estocagem na ETA Taiaçupeba: Qzo=quartzo; Gib=gibbsita; K= caulinita. 128
**Figura 41** - Difratograma de raios X de amostra de lodo C3 coletadas na área de secagem e estocagem na ETA Taiaçupeba: Qzo=quartzo; M=muscovita; Gib=gibbsita; K= caulinita. 129
**Figura 42** – Difratograma de raios X de amostra de lodo D2 coletadas na área de secagem e estocagem na ETA Taiaçupeba: Qzo=quartzo; M=muscovita; K= caulinita. 129
**Figura 43** – Difratograma de raios X de amostra F6: Qzo=quartzo; M=muscovita; K= caulinita. 130
**Figura 44 -** Difratograma de raios X: (a) amostra F16; (b) amostra F7c. Qzo=quartzo; M=muscovita; K= caulinita. 131
**Figura 45 -** Difratograma de raios X: (a) amostra F1F; (b) amostra F3B; (c) amostra F4B; (d) amostra F5B; (e) amostra F8B; (f) amostra F10B; (g) amostra F11B; (h) amostra F12D Qzo=quartzo; M=muscovita; K= caulinita; Gib=gibbsita; Ort=ortoclásio. 133/134
**Figura 46 -** Espectro obtido por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco 136

à 40° C.
**Figura 47** - Detalhe (a) do espectro obtido por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco a 40°C. 136
**Figura 48** - Comparação entre os espectros obtido por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco à 40°C e amostras de lodo *in natura*. 138
**Figura 49** - Comparação entre os espectros obtido por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco à 40°C e amostras nos perfis de solo F7. 139
**Figura 50** - Comparação entre os espectros obtido por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco à 40°C e amostras nos perfis de solo F8. 140
**Figura 51** - Comparação entre os espectros obtido por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco à 40°C e amostras nos perfis de solo 10. 141
**Figura 52** – Imagem obtida por MEV de amostras de lodo apontando a presença de diatomáceas (*Cyclotella ssp.*) (a); e frústulas diatomáceas (b). 142
**Figura 53 -** Fotomicrografias por MEV de amostras do resíduo. 143
**Figura 54 -** Intensidades de chuvas mensais e anuais no estado de São Paulo em 2014 com destaque para os meses de coleta de águas (Fonte: CETESB/2015). 146
**Figura 55** - Dados acumulados da precipitação (mm) para os anos de 2013-2014-2105 comparativos à média histórica nos sistemas produtores de água da RMSP. 147
**Figura 56 -** Mapas potenciométricos da área estudada: (a) do mês de abril de 2014; (b) mês de novembro de 2014. 150
**Figura 57 -** Variação espacial e temporal da Condutividade Elétrica (CE) nas águas analisadas. 153
**Figura 58** - Variação espacial e temporal do pH nas amostras de água analisada. 154
**Figura 59** - Variação espacial da CE; STD e a Salinidade da água monitorada. 155
**Figura 60 -** Variação espacial e temporal do Eh nas amostras de água analisada. 156
**Figura 61** - Variação espacial e temporal da Salinidade em águas subterrâneas. 157
**Figura 62 -** Variação espacial e temporal da Temperatura de água analisada. 158
**Figura 63** - Mapas de concentrações de Oxigênio Dissolvido em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro 2014. 159
**Figura 64** – Mapas de concentrações de Condutividade Elétrica em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 160
**Figura 65** – Mapas de concentrações de Sais Totais Dissolvidos em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 161
**Figura 66** – Mapas de concentrações de Salinidade em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 162
**Figura 67** – Mapas de concentrações de pH em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 163
**Figura 68** – Gráficos mostrando a variação espacial e temporal do Amônio, Condutividade Elétrica, Nitrato e Nitrito. 165
**Figura 69** – Mapas de concentrações de Nitrato em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 166
**Figura 70** - Mapas de concentrações de Nitrito em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 167

**Figura 71** - Mapas de concentrações de Amônio em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 168
**Figura 72 -** Mapas de concentrações de Cloreto em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 172
**Figura 73** - Mapas de concentrações de Brometo em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 173
**Figura 74** - Mapas de concentrações de Fluoreto em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 174
**Figura 75** - Mapas de concentrações de Sulfato em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 175
**Figura 76** – Diagrama de Eh-pH do sistema Ba-S-O-H-C (Brookins, 1988). 180
**Figura 77** - Mapas de isovalores de Bário em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 181
**Figura 78** – Distribuição espacial do alumínio em águas subterrâneas: abril de 2014. 182
**Figura 79** – Diagrama de pH-Eh para o sistema Al-O-H à 25 °C e 1 atm. 183
**Figura 80** – Distribuição espacial do Ferro em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 184
**Figura 81 -** Distribuição Eh-pH para o sistema Fe-S-O-H à 25 °C e 1 atm. 185
**Figura 82 -** Distribuição espacial do Manganês em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 186
**Figura 83** – Diagrama pH-Eh para o Mn-O-H à 25 °C e 1 atm. 187
**Figura 84** - Diagramas de estabilidade pH-Eh de espécies de Pb. 188
**Figura 85 -** Distribuição espacial do Zinco em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 190
**Figura 86 -** Distribuição Eh-pH para o sistema Zn-O-H-S-C à 25 °C e 1 atm (Brookins, 1988). 191
**Figura 87** – Variação espacial e temporal do Ca. 192
**Figura 88** – Distribuição espacial do Cálcio em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014. 193
**Figura 89** - Distribuição espacial do Potássio em águas subterrâneas: (a) abril de 2014. 194
**Figura 90** – Distribuição espacial do Potássio em águas subterrâneas: (b) novembro de 2014. 195
**Figura 91** – Distribuição espacial do Sódio em águas subterrâneas: (a) abril de 204 e (b) novembro de 2014. 196
**Figura 92** – Variação espacial e temporal do Magnésio em águas subterrâneas. 197
**Figura 93** – Distribuição espacial do Magnésio em águas subterrâneas: (a) abril de 204 e (b) novembro de 2014. 198

**Figura 94** – Diagrama Eh-pH para os sistemas Ca-C-O-H-S; $KO_2$; $NaO_2$; Mg-O-H 199/200 Brookins, 1988).

**Figura 95** – Aspecto visual das amostras irradiadas e pós-irradiadas. 201

**Figura 96** – Absorbância da amostra total de água do Rio não irradiada e pós-irradiada. 203

**Figura 97** - Absorbância da amostra total de água F11 não irradiada e pós-irradiada. 203

## LISTA DE TABELAS


**Tabela 1** - Comparativo entre os parâmetros físico-químicos para o lodo das ETA São Carlos, Rio Claro e Araraquara (BARROSOS e CORDEIRO, 2001). 27

**Tabela 2** - Dados de lodo de algumas ETA's da RMSP (TSUTYIA e HIRATA, 2001). 28

**Tabela 3** - Padrões de lançamento de efluentes (Resolução CONAMA 357/05 alterada pela Resolução CONAMA n° 430/2011). 35

**Tabela 4** - Valores orientadores de referência de qualidade (VQR), de prevenção (VP) e intervenção (VI) para alguns metais no solo e na água subterrânea no estado de São Paulo (CETESB/2014). 38

**Tabela 5** - Valores orientadores de referência de qualidade (VQR), de prevenção (VP) e intervenção (VI) para alguns metais no solo e na água subterrânea (Resolução CONAMA 420/09 alterada pela Resolução CONAMA 460/13). 39

**Tabela 6** - Comparação entre critérios para estabelecimento de Valores Orientadores de Qualidade do Solo (CETESB/2014 e CONAMA 420/09 alterada pela Resolução 460/13). 40

**Tabela 7** - Georreferenciamento dos poços de monitoramento. 79

**Tabela 8** - Descrição dos poços de monitoramento. 83

**Tabela 9** - Resultados textural-granulométricos do resíduo e lodo *in natura*. 111/112

**Tabela 10** – Resultados de $pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$, ΔpH, CTC, MO das amostras de resíduo, do solo da área de controle e de lodo *in natura*. 116/118

**Tabela 11** - Resultados na determinação da composição química de amostras sólidas por FRX. Resultados em (%) e em (ppm ou mg kg-1). 121/123

**Tabela 12** - Cargas hidráulicas medidas nas campanhas de coleta de águas. 148

**Tabela 13** - Resultados dos parâmetros físico-químicos medidos nas amostras de água superficiais *in situ*. 152

**Tabela 14** - Resultados dos parâmetros físico-químicos medidos nas águas subterrâneas *in situ*. 152

**Tabela 15** - Resultados de nitrito, nitrato e amônio nos pontos de coleta. 164

**Tabela 16** - Concentração de ânions nas amostras de águas (mg/L). 168

**Tabela 17** - Concentração de cátions nas águas subterrâneas e superficiais (mg/L). 172

**Tabela 18** - Dados químicos para Al, Pb, Zn, Mn e Fe em amostras de água subterrânea e superficial, irradiada e não irradiadas. 198

## LISTA DE SIGLAS

| | |
|---|---|
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnica |
| APM | Área de Proteção dos Mananciais |
| CEPAS | Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas |
| CETESB | Companhia Ambiental do Estado de São Paulo |
| CONAMA | Conselho Nacional de Meio Ambiente |
| CTC | Capacidade de Troca Catiônica |
| CRT | Centro de Tecnologia das radiações |
| DRX | Difração de Raios-X |
| EM | Método eletromagnético |
| ETA | Estação de tratamento de água |
| ETA's | Estações de tratamento de água |
| ESALQ | Escola Superior de Agricultura Luiz de Queirós |
| FRX | Fluorescência de Raios-X |
| GPS | Global Position System |
| ICP-AES | Espectrometria de Emissão com Plasma Indutivo |
| IGC | Instituto de Geociências |
| IPEN | Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares |
| IRFT | Espectroscopia ao Infravermelho com Transformação de Fourier |
| LETA's | Lodo de estações de tratamento de água |
| MEV | Microscopia eletrônica de varredura |
| MO | Matéria Orgânica |
| NBR | Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| OMS | Organização Mundial da Saúde |
| PAM | Poliacrilamida |
| RMSP | Região Metropolitana de Estado de São Paulo |
| SABESP | Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo |
| SEV | Método de eletrorresistividade |
| SPAT | Sistema Produtor Alto Tietê |
| USEPA | United States Environmental Agency |
| USP | Universidade de São Paulo |
| UV/VIS | Espectroscopia de radiação na região do ultravioleta-visível |
| VI | Valor de intervenção |
| VMP | Valor Máximo Permitido |
| VRQ | Valor de referência de qualidade |

# SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

Lista de Figuras

Lista de Tabelas

Lista de Abreviaturas

1. INTRODUÇÃO 17

2. ASPECTOS NORMATIVOS E LEGAIS APLICADOS AS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E AO DESCARTE DE LETA 32

Critérios de qualidade de Solos e Águas Subterrâneas 37

Metais pesados no Solo e na Água 40

3. OBJETIVOS

Objetivo Geral 47

Objetivos Específicos 47

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 49

Localização da área de estudo 55

Geologia da área de estudo 58

Aspectos fisiográficos 65

Águas Subterrâneas 68

5. MATERIAIS E MÉTODOS 70

a) Atividades de campo 70

*a.1) Métodos geofísicos* 71

Métodos eletromagnéticos (EM) 73

Método de eletrorresistividade (SEV) 76

*a.2) Definição dos pontos e implantação dos poços de monitoramento e coleta de água* 79

*a.3) Amostragem dos materiais sólidos, água subterrânea e superficial* 85

b) Atividades pós-campo 89

*b.1) Preparação das amostras* 89

*b.2) Caracterização físico-química das amostras sólidas*

Determinação granulométrica – textural 90

Determinação de pHH2O e pHKCl, Matéria Orgânica e Capacidade de Troca de Cátions (CTC) 90

Caracterização Química das amostras sólidas por Fluorescência de Raios-X (FRX) 96

Caracterização das amostras sólidas por Difratometria de 96

Raios-X (DRX), Espectrometria de Infravermelho com Transformada de Fourier (IVTF) e Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) 97

*b.3) Caracterização das Amostras de águas* 98

Análises físico-químicas e químicas das amostras de água (cátions e ânions) 98

Irradiação das amostras de água para o diagnóstico de metais tóxicos – Processo de Oxidação Avançada - POA 99

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES 102

a) Levantamentos Geofísicos 103

b) Material Sólido (resíduo coletado no aterro e lodo *in natura*) 109

*b.1) Descrição macroscópica e análise textural-granulométrico do resíduo do aterro e do lodo in natura* 109

*b.2) Resultados de pH em água; pH em KCl; capacidade de troca catiônica (CTC) e matéria orgânica (MO) no resíduo e lodo in natura* 115

*b.3) Análises químicas do material sólido por fluorescência de raios-X* 120

*b.4) Resultados obtido da difratometria de Raios-X (DRX), espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (IVTF) e microscopia eletrônica de varredura (MEV)* 127

c) Águas subterrâneas e superficiais 145

*c.1) Monitoramento do nível d'água dos poços de monitoramento* 147

*c.2) Parâmetros medidos no campo (CE, pH, Eh, OD e T) e alcalinidade* 151

*c.3) Nitrito, nitrato e amônio* 164

*c.4) Cloreto, brometo, fluoreto, sulfato e hidrogenofosfato* 170

*c.5) Cátions* 176

*Bário (Ba)* 180
*Alumínio (Al)* 182
*Ferro (Fe)* 183
*Manganês (Mn)* 185
*Chumbo (Pb)* 187
*Zinco (Zn)* 189
*Cálcio (Ca)* 192
*Potássio (K)* 194
*Sódio (Na)* 195
*Magnésio (Mg)* 197

d) Aplicação de radiação ionizante na detecção de metais em amostras de água 201

CONCLUSÕES 204

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 206

# 1. INTRODUÇÃO

O Homem deve repensar a sua interação com o ambiente. A industrialização, aliada ao crescimento populacional, aumentou a produção de bens de consumo duráveis e não duráveis, e, por conseguinte a geração de resíduos. A destinação final, em geral, é feita de forma incorreta; faltam tecnologias para o adequado tratamento de tamanha quantidade de resíduos; e, verifica-se uma crescente preocupação com relação à contaminação e à poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas.

A água em seu estado natural ou bruta, quando coletada em mananciais, apresenta inúmeras impurezas (microrganismos patogênicos, substâncias tóxicas de origem química ou biológica) que podem causar danos à saúde humana. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), cerca de 80 % de todas as doenças que se alastram nos países em desenvolvimento são provenientes da água de má qualidade (RICHTER e DE A. NETTO, 2003).

As relações que envolvem o crescimento dos contingentes populacionais, a produção de alimentos, os processos de industrialização e poluição, com consequente comprometimento do meio ambiente por resíduos, não é um fenômeno novo. Na Índia, relatos datados de 2.000 a.C. já recomendavam que "*a água impura deve ser purificada, pela fervura sobre um fogo, pelo aquecimento no sol, mergulhando um ferro em brasa dentro dela, ou pode ainda ser purificada por filtração em areia ou cascalho, e então resfriada*". E os egípcios em 1500 a.C. realizavam a clarificação da água de abastecimento utilizando o sulfato de alumínio (AZEVEDO NETTO, 1984; DE PÁDUA, 2009).

Ao longo da história da humanidade, a qualidade da água sempre foi um fator determinante do "bem-estar" do ser humano (MANAHAN, 2013). Nas últimas décadas, observou-se um crescimento da demanda por água potável para os mais diversos usos, no

entanto, tem sido cada vez mais frequentes a poluição dos mananciais superficiais e subterrâneos, contaminados com o lançamento de despejos diversos, decorrentes, em geral, da crescente industrialização, e/ou do aumento e expansão da ocupação populacional de forma desordenada sobre as áreas de proteção aos mananciais.

As exigências sociais por melhorias na qualidade de vida envolvem as questões relativas ao saneamento ambiental, e neste cenário, a água, para consumo e utilização em diversas atividades humanas, deve apresentar características que se enquadrem nas normas e critérios de qualidade para consumo, *ou* padrões de potabilidade. Tais critérios são definidos internacionalmente pela Organização Mundial da Saúde (OMS), e no Brasil, a Portaria n° 2.914/2011 do Ministério da Saúde Brasileira estabelece critérios e parâmetros de potabilidade da água para o consumo humano (TELLES, 2013; BRASIL, 2011; LIBÂNIO, 2010).

Para que a água seja disponibilizada à população em condições de potabilidade, isto é, não oferecendo riscos à saúde, é necessário um processo de tratamento. O processo de tratamento da água bruta é um meio de purificar a água natural de qualquer grau de impureza para um grau de pureza que seja adequado ao uso pretendido. Neste contexto, estabelece-se que purificar seja remover as impurezas, tais como partículas em suspensão e coloidais, matéria orgânica, microrganismos, metais e outras substâncias possivelmente deletérias à saúde humana, cuja presença na água pode estar associada tanto a ação de processos naturais, quanto pela ação antrópica (LIBÂNIO, 2010; TARTARI *et al.*, 2011).

Os sistemas de tratamento de água para abastecimento público apresentam diversas operações e processos, que geram resíduos em diversas etapas, os quais podem possuir as mais diferenciadas características, relacionadas à matéria-prima (qualidade da água bruta), aos produtos químicos adicionados, ao *layout* da estação, às etapas definidas no projeto, às condições de operação etc. (CORDEIRO, 2001).

Os sistemas de potabilização de água para consumo público, na sua maioria, utilizam Estações de Tratamento de Água (ETA's) convencional ou de ciclo completo, com o emprego da coagulação química, que utiliza sais de ferro, de alumínio, ou polímeros sintéticos para esse fim.

No Brasil existem mais de 7.500 estações de tratamento de água (ETAs) projetadas, a grande maioria com ciclo completo, que inclui coagulação, floculação, decantação e filtração (ACHON *et al.* 2013) (Figura 1):

**Coagulação:** processo onde a adição de sulfato de alumínio ou sulfato ferroso, entre outros, através de mistura rápida, provoca a coagulação, formando compostos químicos. Esses compostos, formados através de choques com as partículas de impurezas, são por elas absorvidos e provoca desequilíbrio das cargas elétricas superficiais, o que irá proporcionar a posterior união destas partículas na etapa seguinte.

**Floculação:** os compostos químicos, já misturados anteriormente, vão reagir com a alcalinidade da água formando compostos que tenham a propriedade de adsorção, que é a capacidade de atrair partículas com cargas elétricas contrárias. Essas partículas são chamadas de flocos e têm cargas elétricas superficialmente positivas, enquanto que se as impurezas presentes na água como as matérias suspensas, as coloidais, alguns sais dissolvidos e bactérias, têm carga elétrica negativa, sendo assim retidas pelos flocos. É aqui, no compartimento da floculação, que se inicia a formação dos flocos, que irão crescendo em tamanho à medida que se dirigem para decantador.

**Decantador:** é o fenômeno pelo qual os flocos do coagulante, que já agregaram a si as impurezas, começam o processo de sedimentação e consequente clarificação da água. Esse fenômeno ocorre porque os flocos afundam pela ação gravitacional, depositando-se no no fundo do tanque, o que permite a água superficial fique mais clara e apta a seguir escoando para a próxima etapa.

**Filtração:** a maioria das partículas fica retida no decantador, porém uma parte persiste em suspensão; e é para remover essa parte que se procede à filtração. Hidraulicamente, faz-se a água traspassar uma camada filtrante, construída por leito arenoso, com granulometria predimensionada, sustentada por uma camada de cascalho, de modo que as impurezas, as partículas, a maioria das bactérias, entre outros, fiquem retidos e a água filtrada seja límpida.

**Desinfecção:** a filtração bem executada elimina as partículas e quase todas as bactérias; entretanto, as bactérias têm que ser totalmente eliminadas. Para isso, recorre-se à desinfecção, que é feita pela adição de produtos químicos, dos quais o mais usado é o cloro. A cloração, como é chamada, é feita através de dosadores que aplicam compostos de cloro à água, desinfetando-a.

A escolha da tecnologia de tratamento de água deve ser feita tendo em conta as características físico-químicas da água bruta e de sua tratabilidade de modo a permitir a remoção ou redução de determinados constituintes da água bruta (RICHTER, 2009).

Este sistema gera resíduos, principalmente nos decantadores (lodo) e filtros. Os resíduos denominados lodos de estação de tratamento de água, ou LETA, são compostos complexos em suas estruturas, pois possuem morfologia irregular, muitas vezes com características reológicas de fluído não newtoniano e ampla distribuição de tamanho de partículas (SLATTER, 1997; DENTEL, 1997), que são de difícil manejo e disposição.

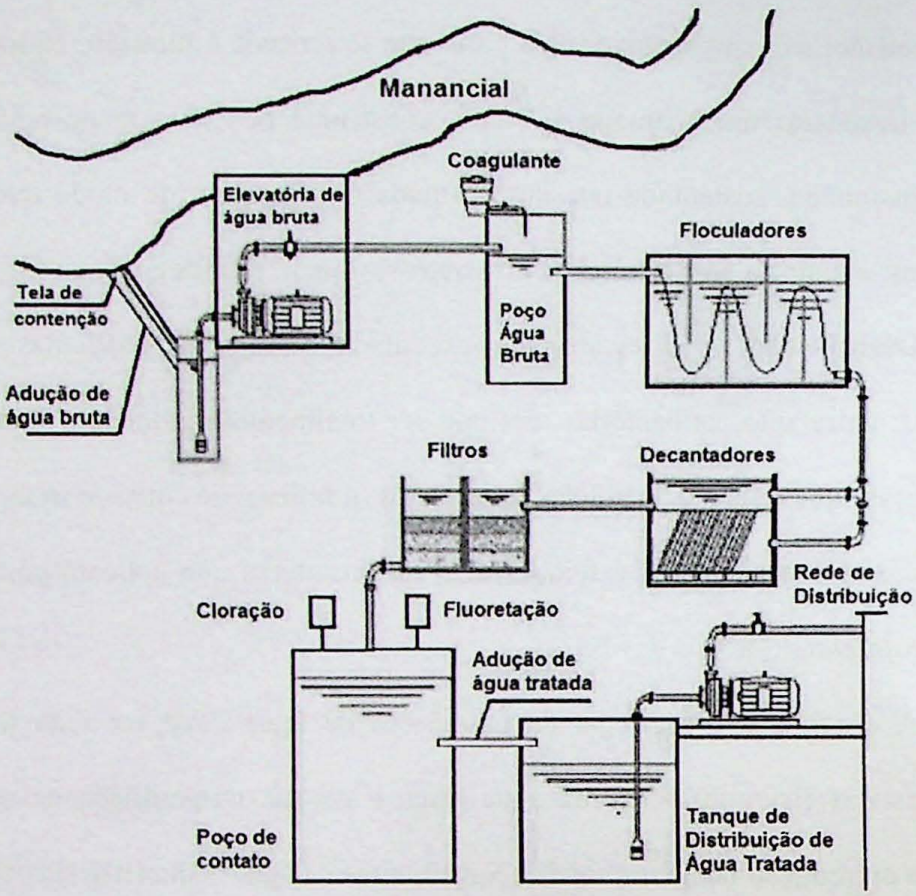



Figura 1 - Sequência do sistema de tratamento de água convencional.

Essas ETA's produzem, aproximadamente, 150 a 220 mil toneladas de matéria seca por ano de lodo (ANDREOLI e PINTO, 2001); no Estado de São Paulo são produzidas cerca de 30 mil toneladas por ano de lodo (DA SILVA e FUNGARO, 2011). As ETA's no Brasil são as unidades industriais que mais geram resíduos sólidos.

Esses resíduos possuem características bastante variadas, dependendo das propriedades físico-químicas da água bruta, das quantidades dosadas dos produtos químicos utilizados no processo de tratamento, na forma de lavagem dos decantadores, dentre outros fatores (DE FREITAS *et al.*, 2005; TSUTIY e HIRATA, 2001).

Os LETA's são gerados durante o processo de tratamento de água, principalmente, nas etapas de decantação, na lavagem dos filtros e pós-filtração. A composição química do LETA

depende, fundamentalmente, da composição da água bruta, e dos produtos químicos adicionados durante o processo tratamento (JANUÁRIO e FERREIRA FILHO, 2007; REIS *et al.*, 2007; BARROSO e CORDEIRO, 2001; BARBOSA *et al.*, 2001). Em função de questões operacionais e de projeto, os resíduos gerados nos decantadores possuem maior concentração de sólidos. Esses se caracterizam por possuírem, também, grande umidade, maior que 95%, geralmente sob a forma fluida (CLEVERSON, 2001).

A destinação do LETA's é uma preocupação mundial, embora muitos países desenvolvidos já tenham adequado seus sistemas para gerenciá-los, ainda observa-se, dentre a grande maioria de países em desenvolvimento, o lançamento desse material diretamente nos corpos d'água, ou por meio da disponibilização em solo sem tratamento adequado. Em geral, o destino final dos LETA's é realizado de forma inadequada, muitas vezes no entorno estações, e consideram-se somente fatores econômicos, e não as possíveis relações com o meio ambiente.

A disposição inadequada do LETA *in natura* é extremamente danosa ao meio ambiente, principalmente em grandes centros urbanos, onde muitas ETA's estão localizadas. Quando lançados nos corpos hídricos podem promover um aumento da quantidade de sólidos e da turbidez na água bruta, com consequente aumento da toxicidade e comprometimento dos ecossistemas e vida aquática (MATTOS e GIRARD, 2013).

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico-2008 (IBGE, 2010), a maior parte do volume de água tratada e distribuída no Brasil (69,2 %) recebe tratamento convencional. O tratamento tipo não convencional é efetuado em 7,5 % da água distribuída, e 23,3 % passa por uma simples desinfecção (IBGE, 2010).

Embora a implantação de ETA's seja considerada uma obra de utilidade pública, pode causar impactos ambientais negativos pelo lançamento de resíduos provenientes do sistema de

tratamento em corpos d'água, e, desta forma, demanda licenciamento ambiental, conforme a Resolução CONAMA 237, de 19 de dezembro de 1997 (CONAMA, 1997).

Na década de 70, diversas ETA's do estado de Nova York (EUA) realizaram estudos para a substituição do sulfato de alumínio como agente coagulante no processo de tratamento de água, em vista aos grandes volumes de resíduo aluminosos gerados (GRUNINGER, 1975).

Os países membros da Comunidade Europeia, desde 1991, definem no art. 14º que "lamas resultantes do tratamento de águas devem ser reutilizadas sempre que adequado. As vias de eliminação devem minimizar os efeitos adversos efeitos sobre o meio ambiente".

No Japão, utilizam-se as cinzas da incineração do lodo na fabricação de artefatos de concreto e tijolos, bem como condicionante de solos (KAWAMURA e TRUSSEL, 1991).

Algumas alternativas para a destinação final desses resíduos têm sido estudadas, propostas e adotadas, dependendo de fatores econômicos e características físico-químicas do lodo produzido pelas ETA's (FEITOSA e CONSONI, 2008). Uma destas propostas envolve não especificamente uma destinação ao LETA produzido, mas alterações nas configurações das plantas de tratamento de água com substituição de agentes floculantes (Al e Fe), minimizando o volume de LETA gerado, além da economia e consumo de energia (FOLADORI *et al.*, 2010).

No Brasil, as alternativas envolvem usos como a incorporação na fabricação de cerâmica vermelha, na selagem de células de aterro sanitário (SABESP, 2005); na utilização como insumo agrícola, no reflorestamento, na recuperação de áreas degradadas, agregando valor ao resíduo na fabricação do cimento, em matriz de concreto (JANUÁRIO e FERREIRA FILHOS, 2007; REIS *et al.*, 2007; TSUTIYA, 2001; CORNWELL *et al.*, 1999).

Uma das dificuldades de destinação do LETA é a presença de metais pesados em elevadas concentrações em sua composição (principalmente Al, Fe e Mn), que se configura como um fator limitante na destinação desses resíduos. Se descartado o lodo sobre o solo de

forma não adequada, os metais presentes podem ser solubilizados e/ou lixiviados promovendo acúmulo no solo ou no aquífero freático; ou ainda, tornarem-se biodisponíveis, sendo incorporados na cadeia trófica. De fato, os metais pesados apresentam risco à saúde pública e à vida animal, dado a alta toxicidade, persistência e bioacumulação (MARCOVECHIO, 2000).

O processo de tratamento de água não apresenta uma relação constante na composição do LETA final, pois, em função da turbidez da água, diferentes quantidades de agentes floculantes serão utilizadas. Portanto, a composição do LETA, mesmo em uma determinada ETA, poderá variar em função do tempo, e o reaproveitamento desse resíduo deverá ser dimensionado em função de tal composição.

Segundo Hsieh e Raghu (1997), a água presente em LETA's pode ser classificada em quatro categorias:

a) <u>água livre</u> – movimento livre por gravidade. Essa água pode ser removida com relativa facilidade por meio de sistemas mecânicos, por drenagem, ou evaporação;

b) <u>água do floco</u> – associada às partículas floculadas. Para remoção é necessária uma quantidade relativa de energia, utilizando filtros prensas, por exemplo.

c) <u>água capilar</u> – está fortemente ligada à partícula sólida por intermédio de pontes de hidrogênio. A diferença entre a água capilar e a do floco é que a primeira ocorre livre, enquanto a capilar se move com a partícula.

d) <u>água absorvida</u> – ligada quimicamente à partícula sólida coloidal. A remoção dessa água será possível somente com aplicação de altas temperaturas ou com aplicação de elevada quantidade de energia elétrica.

As características do lodo podem ter relação com os aspectos ambientais associados à disposição de resíduos sólidos: pH, sólidos, metais, DQO (demanda química de oxigênio), biodegrabilidade, toxicidade, pesticidas, fertilizantes e compostos orgânicos voláteis; ou com

os aspetos geotécnicos relacionados à remoção de água e futuras utilizações dos sólidos dos resíduos: tamanho e distribuição de tamanho das partículas, limite de plasticidade e de liquidez, resistência específica, respostas ao aquecimento e resfriamento e sedimentabilidade (DI BERNARDO, 2005; DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2011).

Segundo Sundefeld Jr. (2007), para uma caracterização completa do LETA, é necessário conhecer os seguintes parâmetros físico-químicos: série de sólidos (totais, voláteis, em suspensão total e suspensos voláteis), granulometria, densidade, resistência específica, pH, DBO (demanda bioquímica de oxigênio), DQO, concentração dos principais íons metálicos de interesse (alumínio, fero, manganês, cádmio, cobre, cromo, chumbo, mercúrio, níquel, zinco, etc.), concentração de fósforo total, nitrogênio total, além de indicadores biológicos como coliformes totais e fecais.

Para Libânio (2010) e Tartari *et al.* (2011) as características quali-quantitativas do LETA podem variar conforme o gerenciamento do processo de tratamento, métodos de operação do sistema, periodicidade de limpeza dos decantadores e filtros e da dosagem de produtos químicos. Os produtos químicos são dosados em função da variação temporal das características físico-químicas da água bruta, a qual está associada à geologia regional, processos de erosão, uso e ocupação do solo na área da bacia hidrográfica.

Os sólidos orgânicos e inorgânicos provenientes da água bruta e que se encontram no lodo são algas, bactérias, vírus, partículas orgânicas, coloides, areias, argilas, siltes, cálcio, magnésio, ferro, manganês, além de hidróxidos de alumínio e polímeros (BOSCOV, 2008; FONTANA, 2004; DI BERNARDO e CENTURIONE FILHO, 2002).

Hoppen *et al.* (2005), realizaram estudos com LETA analisando pH, condutividade, oxigênio dissolvido (OD), DQO, dureza, turbidez, metais (Al, Cr, Fe, Ni, Pb, Cd, Zn, Mn, Cu), sólidos e nutrientes (N e P) nos períodos chuvosos e secos. As variáveis pH, turbidez, sólidos totais, sólidos suspensos, DQO, nitrogênio e fósforo expressaram influência do

período chuvoso. Os metais alumínio, ferro e manganês apresentaram concentrações elevadas nesse mesmo período, o que se justifica pelo aumento da dosagem de coagulantes utilizados em razão da presença, na água, desses contaminantes provenientes da lixiviação dos solos.

Segundo Richter (2001) o LETA contém concentrações elevadas de elementos químicos (Al, Fe, Si, Ti, Mg, entre outros) que, quando dispostos de forma inadequada, podem gerar impactos de ordem ambiental e social.

Barroso e Cordeiro (2001) analisaram o lodo de três ETA's no Estado de São Paulo (São Carlos, Rio Claro e Araraquara) e observaram que os valores obtidos representam dados pontuais, uma vez que existe uma variabilidade quanto a localização, a remoção e a limpeza dos decantadores, visto que na ETA Araraquara o lodo era removido três vezes ao dia, enquanto nas demais ETA's, ocorria o acúmulo em tanques (Tabela 1).

Di Bernardo e Dantas (2005) discutem a concentração de metais nos lodos gerados por diferentes ETA's que abastecem a RMSP (Tabela 2) a partir de dados de TSUTYIA e HIRATA (2001). O conjunto de dados indica que o conteúdo de metais pesados no lodo é variável, dependendo da localização e do tipo de tratamento.

Tabela 1 - Comparativo entre os parâmetros físico-químicos para o lodo das ETA's São Carlos, Rio Claro e Araraquara (BARROSO e CORDEIRO, 2001).

| Parâmetro | Unidade | São Carlos | Rio Claro | Araraquara |
|---|---|---|---|---|
| Concentração de sólidos em % | mg/L | 4,68 | 5,49 | 0,14 |
| pH | mg/L | 7,2 | 7,35 | 8,93 |
| Cor (uC) | mg/L | - | - | 10.650,0 |
| Turbidez (uT) | mg/L | - | - | 924,0 |
| DQO | mg/L | 4.800,0 | 5.450,0 | 140,0 |
| Sól. Totais | mg/L | 58.630,0 | 57.400,0 | 1.620,0 |
| Sól. suspensos | mg/L | 26.520,0 | 15.330,0 | 775,0 |
| Sól. dissolvidos | mg/L | 32.110,0 | 42.070,0 | 32.110,0 |
| Alumínio | mg/L | 11.100,0 | 30,0 | 2,0 |
| Zinco | mg/L | 4,25 | 48,5 | 0,1 |
| Chumbo | mg/L | 1,6 | 1,06 | 0,0 |
| Cádmio | mg/L | 0,02 | 0,27 | 0,0 |
| Níquel | mg/L | 1,8 | 1,16 | 0,0 |
| Ferro | mg/L | 5.000,0 | 4.200,0 | 214,0 |
| Manganês | mg/L | 60,0 | 30,,0 | 3,33 |
| Cobre | mg/L | 2,06 | 0,91 | 1,7 |
| Cromo | mg/L | 1,58 | 0,86 | 0,19 |

Scalize e Di Bernardo (1998) caracterizaram o LETA de ciclo completo da ETA da cidade de São Carlos (SP), que utiliza além do sulfato de alumínio, amido de batata como agente auxiliar de floculação. Dentre os metais pesquisados, os autores indicaram que o ferro apresentou maior concentração (19 mg/L), seguido do alumínio (3,8 mg/L); outros metais, Mn, Zn, e Cu, apresentaram, respectivamente, concentrações de 0,010; 0,18 e 0,08 mg/L; o Cr, Pb e Ni não foram detectados.

As descargas de resíduos de ETA em corpos de água estacionários ou de baixa velocidade também podem desenvolver condições anaeróbias e promover a ressolubilização de metais presentes no solo e nos resíduos. Além do impacto nos corpos receptores, os lodos das ETA's podem causar riscos à saúde humana devido à presença de agentes patogênicas (SCALIZE *et al.*, 1999) e de metais pesados (BARROSO e CORDEIRO, 2001).

Tabela 2 - Dados de lodo de algumas ETA's da RMSP (TSUTYIA e HIRATA, 2001)

| Parâmetro | Guaraú (mg/kg) | ABV (mg/kg) | Rio Claro (mg/kg) | Rio Grande (mg/kg) | Teodoro Ramos (mg/kg) | Alto Cotia (mg/kg) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Al | 65.386 | 7.505 | 6.690 | 83.821 | 123.507 | 95.541 |
| Cu | 23 | 1109 | 14833 | 25 | 2791 | <5 |
| Fe total | 32712 | 281.508 | 449774 | 32.751 | 41259 | 30.080 |
| Fluoreto | 152 | 86 | 150 | 42 | 46 | 38 |
| Mn | 3146 | 1684 | 6756 | 136 | 5181 | 453 |
| Zn | 59 | 57 | 75 | 47 | 145 | 66 |
| Na | 6.609 | 1.027 | 41.482 | 563 | 3.222 | 433 |

Barbosa *et al.* (1999) afirmam que a disposição *in natura* dos efluentes das ETA's prejudica a biota aquática, comprometendo a qualidade da água e do sedimento dos corpos receptores, o que é preocupante tendo em vista o número de estações de tratamento e o fato da disposição dos efluentes ser, em geral, o lançamento em corpos de água adjacentes.

Segundo Yuzhu (1996), o lançamento direto do lodo de ETA nos corpos de água, acarreta no aumento na quantidade de sólidos, provocando assoreamento indesejável do corpo hídrico, mudanças de cor, turbidez e alterações em termos de composição química e DQO. Cornwell *et al.* (1987) e Cordeiro (1981) alertaram sobre a tendência de o resíduo sedimentar próximo ao local de lançamento, formando bancos de sedimentos de lodo. Esta situação, de acordo com os autores, resulta no aumento da DBO, inibição da atividade biológica, criação das condições anaeróbias, reduz o pH, provoca a solubilização de metais contidos no lodo, libera odores e reduz oxigênio dissolvido imprescindível para a vida aquática.

De acordo com Botero *et al.* (2009), o lodo de ETA tem alto potencial agrícola, sendo que a sua utilização depende das características da água bruta e do tipo de floculante utilizado no tratamento, além disso é necessário também um pré-tratamento, para retirar espécies metálicas potencialmente tóxicas, enriquecendo-os com micro e micronutrientes que podem ser disponibilizados para as plantas.

O descarte do lodo de ETA no solo pode elevar a concentração dos nutrientes, favorecendo o desenvolvimento das plantas. Além disso, a aplicação de lodo, com matéria orgânica, aumenta a retenção de água, melhora a permeabilidade e infiltração e mantém, por determinado tempo, uma boa estrutura e estabilidade dos agregados (CAMARGO e BETTIOL, 2000). Alguns estudos demonstraram que a adição de resíduos de ETA, condicionados com cal, a um solo ácido, trouxe benefícios ao crescimento de plantas (GODBOLD *et al.*, 2003; WHORTON *et al.*, 2002; CORNWELL *et al.*, 2000). O aumento de pH resultante compensou qualquer decréscimo na disponibilidade de fósforo, geralmente constatado quando há aplicação de coagulantes de alumínio no solo.

Da mesma forma, vários estudos, demonstraram que a aplicação de lodo de ETA na agricultura traz alguns benefícios ao solo, tais como melhora a estrutura, ajusta o pH, adiciona elementos traço, aumenta a capacidade de retenção de umidade e aeração do solo (CORNWELL *et al.*, 2000; WHORTON *et al.*, 2002); o ferro vital, para o desenvolvimento das culturas de citrinos, pode ser suprido através da aplicação no solo do lodo de ETA's que utilize o sulfato de ferro como coagulante (TSUTIYA, 2001).

No entanto, Reis *et al.* (2007) verificaram que o descarte do lodo *in natura* pode impactar o meio ambiente local em função dos níveis de alumínio encontrados em amostras do sedimento lixiviado no ponto de coleta, logo pós o lançamento do lodo da ETA no córrego, devendo-se considerar os efeitos a longo prazo da deposição desses metais no meio ambiente local.

Meneses *et al.* (2005), evidenciaram a alteração das características físico-químicas do rio Avenca (Paraíba), ao receber continuamente o lodo da ETA Pedra do Fogo. Em sete meses de monitoramento, detectaram-se alterações significativas das concentrações de alumínio para rio de classe II e valores superiores aos limites de cor, segundo resolução CONAMA 357/05.

De fato, estudos apontam que a toxicidade de espécies livres e complexadas de

alumínio em peixes e outros organismos demostraram que essas espécies têm a capacidade de se acumular em certos órgãos de animais, inclusive ao homem, com a comprovação de o elemento ser um percursor do mal de Alzheimer (TOMIJENOVIC, 2011).

O lançamento dos resíduos gerados nas ETA's em corpos de água contribui para o aumento da concentração de metais tóxicos nos bentos, pois limita o teor de carbono disponível para a alimentação de macro invertebrados, eleva as concentrações de sólidos suspensos, diminui significativamente a luminosidade (DI BERNARDO e DANTAS, 2005), fatores que podem comprometer o sistema trófico em um ambiente aquático.

Barbosa (2000) realizou estudos com lodos contendo hidróxido de ferro e lodos contendo hidróxido de alumínio. Os testes apontaram não causar toxicidade aguda em relação à mortalidade de microcrustáceos (*Dalphia Similis*), quiromídeos (*Chironomus Xanthus*) e peixes (*Hyphessobrycon Equis*); a toxicidade crônica foi apontada do LETA com cloreto férrico em relação à reprodução e mortalidade da *Dalphia Similis*, e o lodo de sulfato de alumínio apenas em relação a reprodução. Foram verificados, ainda, efeitos adversos à fauna bentônica pela predominância de *Diptera* nos pontos de lançamentos das ETA.

Pesquisas apontam outros potenciais usos benéficos do LETA no Brasil e em outros países no mundo, como a disposição no solo; fabricação de cimento; incorporação na matriz de cimento; fabricação de tijolos e blocos cerâmicos; cultivo de grama comercial; compostagem; solo comercial; na agricultura reaterro de valas; uso em ETA's (TSUTYIA; HIRATA, 2001; RICHTER, 2001; HOPPEN *et al.*, 2006; ELLIOTT *et al.*, 1990).

Quando o LETA apresenta baixos valores de saturação de alumínio, que demonstram a não toxicidade deste elemento, o lodo pode ser usado para a recuperação de áreas degradadas (MOREIRA *et al.*, 2003). Porém, a escolha da melhor alternativa de uso ou de disposição final do LETA é uma tarefa complexa, pois demanda a avaliação integrada dos vários fatores relacionados a requisitos técnicos, social, ambiental e econômico. A avaliação ambiental

envolve um estudo das características físico-químicas do lodo e da relação existente entre a matéria orgânica e os metais pesados (cobre, zinco, níquel, chumbo, cádmio, cromo, manganês, alumínio e ferro) presentes no LETA, para controlar os possíveis impactos ambientais.

A pesquisa de alternativas para a destinação do LETA, que agregue valor ao resíduo gerado, encontra como um dos principais problemas os elevados teores de metais, principalmente Fe, Al e Mn, fator impeditivo à adequação das normas e legislações ambientais. Ressalta-se, também, o fato da composição do LETA, como apontado anteriormente, apresentar variação sazonal na composição química em uma única ETA, fator imposto pelo uso de diferentes agentes de floculação em função da qualidade da água bruta.

# 2. ASPECTOS NORMATIVOS E LEGAIS APLICADOS ÀS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E AO DESCARTE DE LETA

No Brasil, a norma NBR 12.216 (ABNT, 1992) define que uma Estação de Tratamento de Água (ETA) é o conjunto de unidades destinado a adequar as características da água aos padrões de potabilidade, estabelecidos pela Portaria 2.914/2011, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011). A implantação de sistemas de tratamento de água está sujeita ao licenciamento ambiental, conforme a Resolução 237 de 19 de dezembro de 1997 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 1997).

Apesar da legislação ambiental brasileira vigente coibir o lançamento dos resíduos sólidos *in natura* sem tratamento, no Brasil esse procedimento ainda é visto em vários municípios. As empresas de saneamento ambiental, com o intuito de minimizar impactos ambientais causados pelas atividades, têm conduzido inúmeros estudos para definir usos mais adequados e agregar valor ao LETA (FEITOSA e CONSONI, 2008; REIS *et al.*, 2007; FREITAS *et al.*, 2005; PROSAB, 2001).

De fato, cerca de 67,45 % dos 2.098 municípios brasileiros que geraram lodo no processo de tratamento de água, lançaram seus resíduos diretamente em corpos d'água e no solo (IBGE, 2010). Nesse processo de descarte, pode ter ocorrido a contaminação do solo e dos mananciais, em consequência dos processos intempéricos, por meio da solubilização e lixiviação desses materiais (FREITAS *et al.*, 2005; BARBOSA, 2000; CORDEIRO e CAMPOS, 1999; CORDEIRO, 1993).

A legislação ambiental brasileira vem se tornando cada vez mais restritiva quanto aos padrões de lançamento de contaminantes no ar, no solo e na água, medida fundamental de gestão e preservação dos ecossistemas e da biodiversidade.

Segundo a Resolução CONAMA nº 001/86, de 23 de janeiro de 1986, artigo 1°, para efeitos desta Resolução, considera impacto ambiental *qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas e que afeta direta ou indiretamente: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a quantidade dos recursos ambientais* (CONAMA, 1986).

A Lei Federal n° 9.605 de 12 de fevereiro de 1998, no capítulo V, seção III, artigo 54, §2°, V considera crime ambiental, e pune com a pena de reclusão, o lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou detritos, óleos ou substâncias oleosas, em desacordo com as exigências estabelecidas pela legislação (BRASIL, 1998).

A Resolução CONAMA n° 313/2002, "dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Industriais". No art. 2° define que o resíduo industrial *é todo o resíduo que resulte de atividades industriais e que se encontre nos estados sólido, semissólido, gasoso - quando contido, e líquido – cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviável em face da melhor tecnologia disponível. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água e aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição* (BRASIL, 2002).

A Lei Estadual de São Paulo n° 12.300, de 16 de março de 2006, institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e define princípios e diretrizes para o descarte e destinação dos resíduos produzidos, e o enquadramento dos resíduos de ETA's na categoria dos resíduos industriais (SÃO PAULO, 2006).

Para fins de caracterização dos resíduos gerados, a norma NBR 10.004 (ABNT, 2004), define resíduos sólidos como "*aqueles em estado sólidos e semissólidos, que resultam de*

*atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, de serviços, de varrição e agrícola. Estão incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis, face à melhor tecnologia disponível*". A Norma estabelece duas categorias de resíduos: classe I – resíduos Perigosos, e classe IIA – resíduos não perigosos não inertes, e classe IIB - resíduos não perigosos inertes. Os resíduos de ETA podem ser classificados como "*classe I-perigosos ou classe IIA-não perigosos não inertes*".

De acordo com a NBR 10.004/2004 (ABNT, 2004), os LETA's são classificados como resíduos sólidos classe I, devendo, portanto, ser devidamente tratados e dispostos sem que provoquem danos ao meio ambiente.

A Lei Federal n° 12.305, instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil, dispondo sobre seus princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, as responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis. O art. 3° da PNRS define resíduos sólidos como "*material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível*" (BRASIL, 2010).

De acordo com a Resolução CONAMA n° 430 de maio de 2011, que altera a Resolução n° 357 de 17 de março de 2005, no Art. 3° determina que os efluentes de qualquer

fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento, e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e outras normas aplicáveis (CONAMA, 2011) (Tabela 3).

Tanto as normas como as leis acima referidas, proíbem o lançamento dos resíduos sólidos em praias, no mar, ou em quaisquer corpos hídricos. Para o lançamento *in natura,* os lodos de ETA deverão ser tratados e dispostos de acordo com os parâmetros preconizados por essa norma.

Tabela 3 - Padrões de lançamento de efluentes (Resolução CONAMA nº 357/05 alterada pela Resolução CONAMA n° 430/2011).

| Variável | Unidade | Valores máximos |
|---|---|---|
| Cd | mg/L | 0,2 |
| Pb | mg/L | 0,5 |
| $Cr^{3+}$ | mg/L | 1 |
| $Cr^{6+}$ | mg/L | 0,1 |
| Ni | mg/L | 2 |
| Zn | mg/L | 2 |
| As | mg/L | 0,5 |
| Cu | mg/L | 1 |
| Fe | mg/L | 15 |
| Mn | mg/L | 1 |

A eficiência do processo de tratamento tipo convencional para obtenção de água potável somente é possível devido à qualidade das águas do manancial. A Resolução CONAMA 357/2005 (alterada pela resolução 410/2009 e pela 430/2011) estabelece classes de qualidade em função da composição das águas superficiais e relaciona estas classes com o tipo de tratamento de água. No art. 4, inciso III, as águas doces classificadas em classe 2 e 3 "*são águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à proteção de comunidades aquáticas, à recreação de contato primário conforme a resolução 274/2000, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de*

*parques, jardins, campos de esportes e lazer, com os quais o público possa a vir ter contato direto, e à aquicultura e à atividade de pesca*".

A publicação das normas ISO 24510, desenvolvidas pela Comissão Técnica ISO-International Organization for Standardization TC224 e publicada em dezembro de 2007, promoveu muitas discussões em relação ao funcionamento dos sistemas de saneamento a nível mundial. Essa série ISO 24510, configura-se como um conjunto de normas de serviço, que se caracteriza como sendo de aplicação voluntária, não se propondo a certificar.

As normas contêm recomendações sobre as atividades relativas à gestão dos serviços de abastecimento de água e esgoto e contemplam três normas:

- ISO 24510 – "*Activities relating to drinking water and wastewater service: guidelines for the assessment and for the improvement of the service to users*";

- ISO 24511 (2007b) – "*Activities relating to drinking water and wastewater services: guidelines for the management of wastewater utilities and for the assessment of wastewater services*"; e

- ISO 24512 – "*Activities relating to drinking water and wastewater services: guidelines for the management of drinking water utilities and for the assessment of drinking water services*" (ACHON *et al.*, 2013).

Os objetivos da aplicação dessas normas envolvem a busca pela melhoria de qualidade e sustentabilidade do setor de água e esgoto, que se configura como ferramenta para o enquadramento na Lei 11.445/2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.

De fato, outras normativas legais indicam procedimentos de disposição de resíduos, como o LETA, como a Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, e complementa e altera as Resoluções n° 357/2005, em que no art. 3° determina que "*os efluentes de qualquer fonte*

*poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis*".

A disposição desses resíduos deverá, portanto, ser tratada em função da devida caracterização do LETA, uma vez que a composição do lodo será variável em função do tipo de sistema de tratamento da água, dos agentes de floculação utilizados, do clima (estação seca ou chuvosa), como principais fatores, pois não existe uma planta típica de tratamento de água, e, portanto, não haverá também um LETA típico para estações de tratamento de água.

**Critérios de Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas**

Diversos estudos buscaram estabelecer teores naturais de metais pesados em solos e águas, denominados valores de referência de qualidade (VRQ) (*background)*, que se configuram como valores orientadores e representam a medida da concentração natural de elementos químicos em solos sem influência humana. Para valores iguais ou abaixo da VRQ, não há indicação de contaminação. A determinação de tais valores é estabelecida a partir da determinação qualitativa e quantitativa desses elementos, consideradas as propriedades físicas e químicas do solo.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB define que uma área suspeita de contaminação é aquela na qual, após a realização de uma avaliação preliminar, foram observadas indicações de uma suspeita de contaminação (CETESB, 2001). A área será considerada contaminada se, entre outras situações, as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estiverem acima de um dado limite denominado valor de intervenção (VI), indicando a existência de um risco potencial de efeito deletério sobre a saúde humana, havendo necessidade de uma ação imediata na área, a qual inclui uma investigação detalhada e a adoção de medidas emergenciais, visando à

minimização das vias de exposição como a restrição do acesso de pessoas a área e suspensão do consumo de águas subterrâneas ou superficiais (CETESB, 2001).

Os valores de referência de qualidade (VRQ) para metais pesados em solos e água, em âmbito mundial, são bastante heterogêneos, dada as diferenças nas condições climáticas, tecnológicas e pedológicas de cada região. No Brasil, o Estado de São Paulo foi o pioneiro a estabelecer em 2005 uma lista de Valores Orientadores (concentrações de substâncias químicas) para solos e águas, organizados pela CETESB, e revisada em 2014 (Tabela 4). Os VRQ são usados para caracterizar áreas contaminadas por resíduos perigosos, prevenção e controle da poluição dos solos e das águas subterrâneas e subsidiar decisões para restringir licenças de uso e ocupação das áreas, visando proteger a saúde pública e a qualidade de solos e águas.

Tabela 4 - Valores orientadores de referência de qualidade (VQR), de prevenção (VP) e intervenção (VI) para alguns metais no solo e na água subterrânea no estado de São Paulo (CETESB/14).

| Substâncias | SOLO ($mg.kg^{-1}$ peso seco) | | | | | Água subterrânea ($\mu g.\ L^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Valor de Referência de Qualidade (VRQ) | Valor de Prevenção (VP) | Valor de Intervenção (VI) | | | |
| | | | Agrícola | Residencial | Industrial | |
| Bário | 75 | 120 | 500 | 1.300 | 7.300 | 700 |
| Cádmio | <0.5 | 1,3 | 3,6 | 14 | 160 | 5* |
| Chumbo | | 72 | 150 | 240 | 4.400 | 10* |
| Cromo total | 40 | 75 | 150 | 300 | 400 | 50* |
| Níquel | 13 | 30 | 190 | 480 | 3.800 | 70* |
| Zinco | 60 | 86 | 1.900 | 7.000 | 10.000 | 1.800** |
| Cobre | 35 | 60 | 760 | 2.100 | 10.000 | 2.000* |

Valor de Referência de Qualidade (VQR); Valore de Prevenção (VP); e Valor de Intervenção (VI)
Fonte: CETESB (2014)

Considerando que a existência de áreas contaminadas pode configurar sério risco à saúde pública e ao meio ambiente, a necessidade de prevenir a contaminação do subsolo e das águas subterrâneas, que são bens públicos e reservas estratégicas para o abastecimento

público e o desenvolvimento ambientalmente sustentável, a resolução CONAMA 420/2009 veio estabelecer que a avaliação da qualidade de solo, quanto à presença de substâncias químicas, deve ser efetuada com base em Valores Orientadores de Referência de Qualidade, de Prevenção e de Investigação (Tabela 5).

Assim, na esfera federal a referida resolução (alterada pela Resolução nº 460/2013), "*dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas*".

Na Tabela 6 apresenta-se um comparativo entre a legislação do Estado de São Paulo (CETESB/2014) e a legislação federal (CONAMA/2013) para qualidade do solo e águas subterrâneas.

Tabela 5 - Valores orientadores de referência de qualidade (VQR), de prevenção (VP) e intervenção (VI) para alguns metais no solo e na água subterrânea (Resolução CONAMA 420/09 alterada pela Resolução CONAMA 460/13).

| Substância | SOLO (mg $kg^{-1}$ de peso seco) | | | | | Água Subterrânea ($\mu g.L^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Valor de Referência de Qualidade (VRQ) | Valor de Prevenção (VP) | Valor de Intervenção (VI) | | | |
| | | | Agrícola | Residencial | Industrial | |
| Alumínio | E | | | | | 3.500** |
| Bário | E | 150 | 300 | 500 | 750 | 700* |
| Cádmio | E | 1,3 | 3 | 8 | 20 | 5* |
| Chumbo | E | 72 | 180 | 300 | 900 | 10* |
| Cobre | E | 60 | 200 | 400 | 600 | 2.000* |
| Cromo | E | 75 | 150 | 300 | 400 | 50* |
| Ferro | E | | | | | 2.450** |
| Níquel | E | 30 | 70 | 100 | 130 | 20* |
| Manganês | E | | | | | 400** |
| Zinco | E | 300 | 450 | 1.000 | 2.000 | 1.050** |

*Padrões de potabilidade de substâncias químicas que representam riscos à saúde definidos na Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde

**Valores calculados com base em risco à saúde humana, de acordo com o escopo desta Resolução.

Fonte: Adaptado da Resolução 420/2009 alterada pela CONAMA 460/2013

E- a ser definido pelo Estado

Tabela 6 - Comparação entre critérios para estabelecimento de Valores Orientadores de Qualidade do Solo (CETESB/2014 e CONAMA 420/09 alterada pela Resolução 460/13).

| Valore de Referência | CETESB (2014) | Resolução CONAMA 420/2009 (alterada pela 460/2013) |
|---|---|---|
| Valor de referência de qualidade (VRQ) | é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea. Deve ser utilizado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e de controle de áreas contaminadas. | concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos. |
| Valor de Prevenção (VP) | é a concentração de determinada substância acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. | concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que seja capaz de sustentar as suas funções principais de acordo com o art. 3°. |
| Valor de Intervenção (VI) (CETESB/14)/ Valor de Investigação (VI) (CONAMA 420 alterada pela 460) | é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição genérico | concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado. |

## Metais Pesados no Solo e na Água

Os termos "metal pesado", "elemento-traço", "metal tóxico", "íons de metais pesados", são usualmente utilizados para tratar de alguns elementos químicos presentes no ambiente (no solo, na água, no ar e nos seres vivos) em baixas concentrações.

Alguns autores definem metal pesado como o conjunto heterogêneo de elementos com densidades maiores que 4,5 g/cm$^3$ ou 5 g/cm$^3$. Outros autores consideram o elemento químico com densidade superior a 6 g/cm$^3$ (ALLOWAY, 1995); ou ainda, aqueles elementos com número atômico superior a 20 (MALAVOLTA, 1994) ou superior a 22 (TELLES, 2013).

A expressão tem sido utilizada para designar íons que apresentam alto potencial toxicológico e como poluentes do solo, da água e do ar (HYPOLITO, 2011). Metais pesados são aqueles que apresentam efeitos adversos à saúde humana (BAIRD, 1999; TELLES, 2013).

Do ponto de vista ambiental, o metal pesado é aquele que, em determinadas concentrações e tempo de exposição, oferece risco à saúde humana e ao ambiente, prejudicando a atividade dos organismos vivos.

O grupo de metais pesados engloba metais, semi-metais e até mesmo não metais, tais como o selênio (Se), sendo que alguns são biologicamente essenciais a determinados organismos vivos, tais como As, Cr, Co, Mn, Zn, Cu, B, e Se, mas podem ser tóxicos, quando a concentração destes elementos for superior aos níveis de tolerância. Elementos metálicos como Cd, Hg e Pb não existem naturalmente em nenhum organismo, sendo sua presença prejudicial em qualquer concentração.

Quando a concentração dos elementos não essenciais ou sem função metabólica (tóxicos), tal como o Cd, atinge níveis tóxicos nas águas de superfície, ocorre o desaparecimento da população planctônica, com consequente rompimento na cadeia trófica e dizimação da biota.

Os metais pesados causam efeitos nocivos em organismos, pois possuem propriedades cumulativas, mutagênicas e carcinogênicas (KLAASSEN CURTIS, 2001), e capacidade de desencadear diversas reações químicas não metabolizáveis (CALABUIG, 2004).

A maioria dos metais pesados exerce um significante papel biológico na construção de estruturas orgânicas e gerencia os fluxos de nutrientes e de energia nos organismos. No entanto, em concentrações elevadas podem causar danos ao ambiente, inserindo-se na cadeia trófica e absorvidos pelo homem, sendo responsáveis por diversas doenças (ANDRADE, 2003).

Apesar do termo "metal pesado" estar correlacionado, geralmente, com toxicidade, alguns destes elementos atendem aos critérios de essencialidade às plantas, aos animais e aos seres humanos, e são denominados biogenéticos, ou seja, a presença de tais elementos é essencial para o funcionamento de algumas rotas metabólicas (AGUIAR *et al.*, 2002).

A influência nociva dos metais pesados em um ecossistema depende da disponibilidade e mobilidade desses elementos, e está relacionada ao tipo de ambiente.

Nos solos, os metais são derivados tanto do intemperismo, que age sobre o material parental, como de fontes externas naturais (erupção vulcânica) ou antropogênicas (indústrias, agricultura) (SINGH e STEINNES, 1994). As concentrações naturais dos metais pesados no solo são fortemente determinadas pela natureza da rocha original, do tipo de intemperismo, físico e/ou químico (ALLOWAY, 1995; GOMES *et al.*, 2010).

Os metais pesados no solo podem estar na forma iônica em solução; adsorvidos à fase sólida (minerais), podendo ser trocáveis ou não (ligação iônica ou ligante covalente); formando quelatos insolúveis; oclusos em óxidos de ferro, de manganês e alumínio; ligados aos microrganismos; e incorporados às redes cristalinas dos minerais silicatados (VINHAL-FREITAS, *et al.*, 2010).

Os metais pesados ocorrem naturalmente nas águas naturais em baixas concentrações, e estão diretamente relacionados a sua ocorrência no solo; o aumento dessas concentrações está associado à ação antrópica, como o lançamento de efluentes industriais.

O solo apresenta uma capacidade de autodepuração que atenua os efeitos negativos decorrentes da contaminação, devido aos fenômenos de adsorção, troca iônica e adesão, e à intensa atividade biótica, que acabam por exercer uma ação protetora de outros compartimentos ambientais. Porém, quando a acumulação de contaminantes é excessiva, alterações no ambiente possibilitam processos de difusão dos contaminantes, através da

solubilização, lixiviação e carreamento superficial, atingindo grandes distâncias e outros ambientes, na forma de plumas de contaminação.

Os fatores que governam a capacidade do solo em reter metais pesados são extremamente complexos, o que dificulta o entendimento e as possibilidades de previsões acerca do comportamento dos elementos, principalmente a longo prazo (OLIVEIRA e MATTIAZZO, 2001).

O transporte de poluentes é controlado pelos fenômenos da difusão, processo no qual o soluto move-se na solução de regiões de maior concentração para as de menor concentração; advecção, o processo pelo qual a água, em movimento, carreia solutos dissolvidos; e a dispersão (SOARES *et al.* 2005; HYPOLITO *et al.*, 2011). Em adição a estes mecanismos, contribuem também para o transporte de solutos os fenômenos de dispersão e de atenuação ou retardação (SOARES *et al.*, 2005).

As propriedades físicas do solo são responsáveis pelos mecanismos de atenuação física de poluentes, como filtração e lixiviação, possibilitando ainda condições para que os processos de atenuação química e biológica possam ocorrer. Segundo Soares *et al.* (2005), a textura afeta as propriedades do solo como a condutividade hidráulica e a retenção de umidade, tendo, portanto, efeito importante na capacidade de transporte e retenção de íons.

A mobilidade dos metais pesados para os corpos hídricos, plantas e micro-organismos está diretamente relacionada a sua capacidade de disponibilidade e/ou de fixação que dependem dos atributos do solo: teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca catiônica, teor de matéria orgânica entre outros, que influenciarão as reações de sorção/desorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (CETESB, 2001). Assim, o fenômeno da sorção (absorção e adsorção) retarda a migração de íons no solo. A adsorção, especificamente, é influenciada tanto pelas forças intermoleculares, quanto pelo pH e potencial de oxirredução.

De maneira geral, enquanto o aumento de temperatura diminui a intensidade da adsorção, ela é aumentada ao se elevarem a superfície específica do sólido (depende da mineralogia, matéria orgânica, óxidos/hidróxidos) e a concentração do soluto.

A maior adsorção iônica é verificada em partículas que representam cargas mais elevadas, menos hidratadas, com raios iônicos maiores e concentrações mais elevadas.

Nos íons com igual valência, os de maior raio, por serem menos hidratados, exibem máximo de adsorção. Por outro lado, quanto maior for a valência de íon, maior será sua atração pela carga oposta da superfície, e, assim, o poder de atração por cargas negativas é maior no alumínio que no sódio.

A microfauna do solo tem papel fundamental na decomposição de resíduos, e a função mais importante dos microrganismos é a decomposição de resíduos vegetais e animais. Todas as evidências indicam que uma baixa concentração de metais estimula o crescimento bacteriológico no solo; altas concentrações, entretanto, são danosas, sendo mais usualmente tóxicas para bactérias fixadoras de nitrogênio livre.

Os metais pesados podem ter sua mobilidade aumentada em solos com baixa capacidade de troca catiônica (CTC), em solos ácidos, arenosos e com baixas concentrações de matéria orgânica e de argila, ou se estiverem adsorvidos a coloides de alta mobilidade (FETTER, 1993).

A matéria orgânica apresenta grande afinidade por metais pesados presentes no solo (CAMPOS, 2010). Os óxidos de Fe na fração argila e o ácido fúlvido proveniente da matéria orgânica são mais efetivos na adsorção dos metais (COVELO *et al.* 2007). Esse comportamento é capaz de gerar sítios de adsorção, atuando via ligação iônica (troca de elétrons) e/ou como agente quelante na solução do solo. A aquelação poderá manter o metal em solução, favorecer o transporte ou torná-lo indisponível pela precipitação e envelhecimento do complexo formado (STEVENSON, 1994).

Para uma melhor compreensão da dinâmica dos metais pesados nos solos, torna-se importante o conhecimento das frações químicas presentes nesses solos, as interações com seus constituintes, sua mobilidade e sua estabilidade frente a ações químicas como: variações de pH; oxidação e redução; e, ação microbiana (SHEPPARD e THIBAAULT, 1992).

Estudos do movimento dos metais pesados no solo têm demonstrado que os metais Pb, Cr e Cu apresentam baixa mobilidade, acumulando-se na superfície dos solos contaminados, enquanto Zn, Mn, Ni e Cd são relativamente mais móveis, apresentando maior risco de contaminação da água subterrânea (AMARAL SOBRINHO *et al.*, 1998).

A fração biodisponível corresponde ao somatório das frações solúvel, trocável e/ou facilmente adsorvida (SOON e BATES, 1982), já que os metais nestas frações se movimentam entre si quando da variação das condições físico-químicas do solo. A proporção das frações solúvel e trocável em relação ao total é um indicador da mobilidade do metal (RAMALHO, 1996) e, por conseguinte, da sua biodisponibilidade.

A mobilidade dos metais pesados na água subterrânea depende muito dos fatores de atenuação que regulam a solubilidade dos metais, como adsorção em minerais de argilas, em hidróxidos de ferro e manganês e na matéria orgânica (FREEZE e CHERRY, 1979).

Nas águas naturais, os metais pesados podem se apresentar na forma de íons hidratados de complexos estáveis (ácido húmico e fúlvico), de partículas inorgânicas formando precipitado (hidróxidos e sulfetos metálicos) que se mantêm em suspensão. Podem ser adsorvidos em partículas em suspensão que se mantém na massa líquida, ou se misturarem nos sedimentos do fundo (TELLES, 2013). A presença de material particulado em suspensão, formada por vários composto, como material orgânico e óxidos metálicos, influencia diretamente o comportamento dos elementos, pois afeta a fração dissolvida, o tempo de residência e, consequentemente, a biodisponibilidade e o transporte no curso de água (MELO *et al.*, 2012).

De modo geral, os processos de adsorção e precipitação causam aos metais uma velocidade de migração muito lenta, em comparação ao fluxo da água, e um controle da especiação desses elementos deve compor o controle ambiental em áreas impactas.

# 3. OBJETIVOS

## Objetivo Geral

Esta pesquisa tem por objetivo principal avaliar os efeitos do lodo da estação de tratamento de água (ETA) Taiaçupeba, disposto a jusante da barragem (Município de Suzano, São Paulo), sobre o solo e aquífero freático.

## Objetivos Específicos

Para atingir o objetivo acima proposto, definiram-se como objetivos específicos:

- Realizar levantamentos geofísicos para estabelecer as áreas de maior concentração de lodo, os níveis de profundidade do aquífero freático, e, a partir destes dados, estabelecer e implantar malha de poços de monitoramento segundo Norma Brasileira NBR 15.495-1 (ABNT, 2007);
- Definir pontos para implantação de poços de monitoramento em área impactada pela disposição do lodo;
- Caracterizar física e quimicamente os materiais sólidos coletados em diferentes níveis de profundidade, provenientes dos poços de monitoramento implantados;
- Caracterizar física e quimicamente a água subterrânea do aquífero freático na área impactada pelo lodo; estabelecer parâmetros de comparação com água subterrânea do aquífero freático de área próxima, sem influência do lodo depositado; proceder da mesma forma com amostras de água de superfície coletadas no vertedouro da barragem e no rio Taiaçupeba Mirim;
- Caracterizar física e quimicamente o lodo gerado em tempo real (gerado no mesmo período de realização das coletas de água) e depositado no SADL (Setor de Estocagem e Deposição de Lodo) na ETA Taiaçupeba;

- Avaliar o grau de contaminação do solo, da água subterrânea do aquífero freático, a partir da comparação dos dados obtidos com aqueles referenciados pelas normas e legislações vigentes, Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea no Estado de São Paulo (CETESB, 2014) e Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005) alterada pela Resolução CONAMA 430/2011 (CONAMA, 2011).

# 4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O reservatório de Taiaçupeba e a Estação de Tratamento de Água – ETA - Taiaçupeba compõem o Sistema Produtor Alto Tietê (SPAT), terceiro maior Sistema Integrado de Produção de Água da cidade de São Paulo, ambos localizados no município de Suzano, Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), SP, sob a gestão da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP.

O SPAT é formado pelas águas de cabeceira do Rio Tietê, regularizadas pelas Barragens de Ponte Nova (Rio Tietê e Rio Claro), Barragem de Paraitinga (Rio Paraitinga), Barragem Biritiba (Rio Biritiba), Barragem Jundiaí (Rio Jundiaí, Rio Grande e Rio Doce), Barragem Taiaçupeba (Rio Taiaçupeba Mirim, Rio Balainho e Rio Taiaçupeba-Açu) (Figura 2).

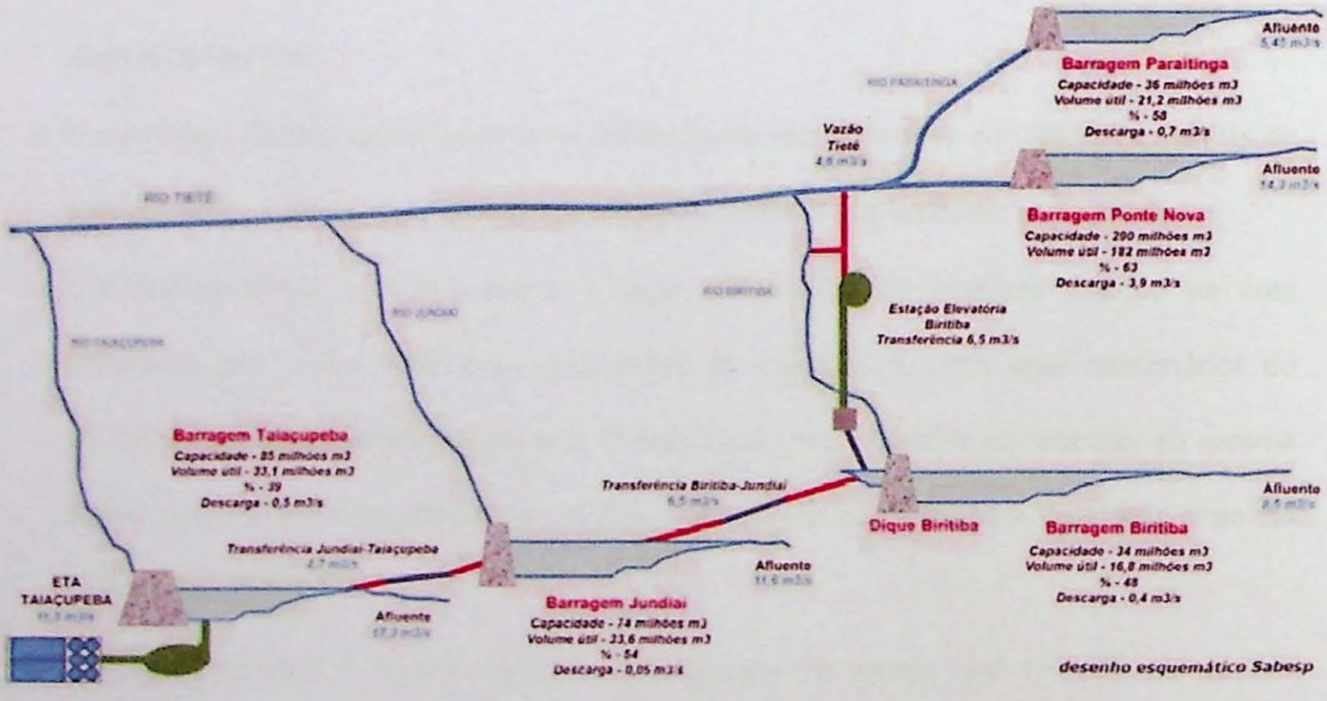



Figura 2 – Esquema da interligação das barragens que compõem o Sistema Produtor do Alto Tietê (Fonte: DAEE).

A ETA Taiaçupeba, concebida de forma modular, entrou em operação em março de 1992, com a capacidade nominal de 5 $m^3/s$. Posteriormente, no ano de 1999, teve sua capacidade ampliada para 10 $m^3/s$. Atualmente o sistema trata uma vazão de 15 $m^3/s$, que abastece cerca de 5 milhões de pessoas da zona leste da capital paulista, e os municípios de Arujá, Itaquaquecetuba, Poá, Ferraz de Vasconcelos e Suzano, Mauá, Mogi das Cruzes, Parte de Santo André e parcela de Guarulhos.

A barragem Taiaçupeba apresenta elevada vulnerabilidade ambiental, com severos reflexos sobre a qualidade da água do manancial, devido ao uso e ocupação no entorno, com intensa atividade agrícola, área urbana com densa ocupação demográfica, áreas de mineração de caulim, além de diversas atividades industriais distribuídas nas proximidades (IMBERNON, 2001).

Estudos realizados no reservatório Taiaçupeba têm demonstrado que a qualidade da água da represa vem se deteriorando dia após dia. Dentre as principais fontes de poluição destacam-se as cargas pontuais de origem doméstica e industrial, que são lançadas ao longo da bacia de drenagem (rio Taiaçupeba Mirim), e as cargas difusas de origem urbana e agrícola (GERLICE, 2000).

O complexo produtor de água possui, além da ETA, duas adutoras de água bruta de 500 m de extensão, uma adutora de água tratada de 6.500 m e um reservatório de água tratada com capacidade para 15 milhões de litros.

A água bruta tratada na ETA Taiaçupeba é recalcada a partir do reservatório de Taiaçupeba, e, através de adutoras, é bombeada até uma estrutura de chegada, que abriga duas comportas e também atua como unidade de mistura, com aplicação do coagulante, cal e permanganato de potássio à água bruta. Os coagulantes empregados pela SABESP para o tratamento da água na ETA são sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato férrico,

clorosulfato férrico e cloreto de polialumínio. Estes produtos podem ser utilizados isoladamente ou em conjunto, dependendo da qualidade da água bruta.

A SABESP utiliza, também, poliacrilamida (PAM), como polímero ativo. O PAM é o produto da polimerização do monômero de acrilamida (AM) para formar um polímero não-iônico; com monômero de ácido acrílico para formar polímero aniônico; ou com monômero catiônico para formar um polímero catiônico. Algumas propriedades do polímero podem ser alteradas por meio do controle da reação de polimerização; a densidade da carga do polímero é alterada em função do ajuste da quantidade relativa de ácido acrílico ou monômero catiônico, antes da polimerização (SABESP, 2006).

A estação Taiaçupeba possui seis decantadores de remoção mecanizada de lodo. As dimensões de cada decantador são de 30 m de largura por 100 m de comprimento e 4,25 m de altura. Possui um total de seis floculadores do tipo mecanizado, formados por três câmaras de floculação em série, com gradientes de velocidade decrescentes de montante para jusante. As dimensões de cada floculador são de 900 $m^2$ de área por 4,25 m de altura, perfazendo um volume de 3.825 $m^3$ em cada unidade.

A estação Taiaçupeba conta com 20 filtros, sendo estes por gravidade, de fluxo ascendente e do tipo camada profunda. O material filtrante é constituído unicamente por areia, operando com nível e vazão de água constante. As carreiras de filtração giram em torno de 30 a 60 horas, dependendo da qualidade da água decantada, e cada filtro é formado por 2 células, com um canal central de coleta de água de lavagem e distribuição de água decantada, e tendo uma área total de filtração igual a 87 $m^2$ por filtro. A lavagem dos filtros é do tipo água em contracorrente juntamente com injeção de ar. Para uma vazão média de 10 $m^3/s$, tem-se uma taxa de filtração de 496,6 $m^3/m^2/dia$.

A produção de água tratada na estação gerava em 2006 cerca de 3 litros de lodo para cada $m^3$ de água tratada. A partir de 2008, alterações no sistema de tratamento diminuíram

essa taxa para 0,8 litros de lodo por $m^3$ tratado. Em 2012, a produção do lodo (massa úmida) foi de cerca de 360 toneladas por mês em média.

Durante o período de 1992 a 2004, o lodo gerado na ETA-Taiaçupeba foi descartado no reservatório à jusante da captação da ETA. A partir de fevereiro de 2005, por demanda da CETESB, o lodo outrora lançado no lago foi parcialmente retirado (Figura 3), sendo que parte (1 e 2) foi levado a tratamento juntamente com o lodo gerado nos decantadores (0) para sistema de adensamento e destinação de lodo (SADL), na proporção de 60 toneladas de lodo da ETA para 90 toneladas de lodo da retirado do lago. Esse material foi para área de secagem, em estufas cobertas (5) e, após secagem, foi estocado em células de aterro (6 e 7) como passivo ambiental da SABESP.

Um maior volume foi retirado e acumulado em diques na área ao lado do vertedouro da barragem próximo ao maciço (3), sem seguir normas ambientais, formando imensos depósitos. Ainda há uma parte de lodo no lago que está encerrado em ensacadeiras (1 e 2).

Uma vegetação natural se implantou na área de deposição do lodo sobre o solo, e visualmente apresenta uma densidade e abundância de espécies que se diferencia da vegetação que existe nas áreas do entorno.

Em uma sequência de imagens de satélite em 3 períodos distintos (Figura 4), permite uma visualização espacial dessa transferência do lodo da represa para a área de estudo: 17/1/2002, com indicação da deposição de lodo no reservatório; 09/02/2005, o lodo depositado já apresentava volume que aflorava à superficie do nível de água, em que foi iniciada a retirada; e em 04/05/2014, aonde o lodo que restou está confinado por sistema de ensacadeiras dentro da represa, e a área de estudo aonde a maior parte do lodo foi movimentada está demarcada em amarelo (Figura 4).

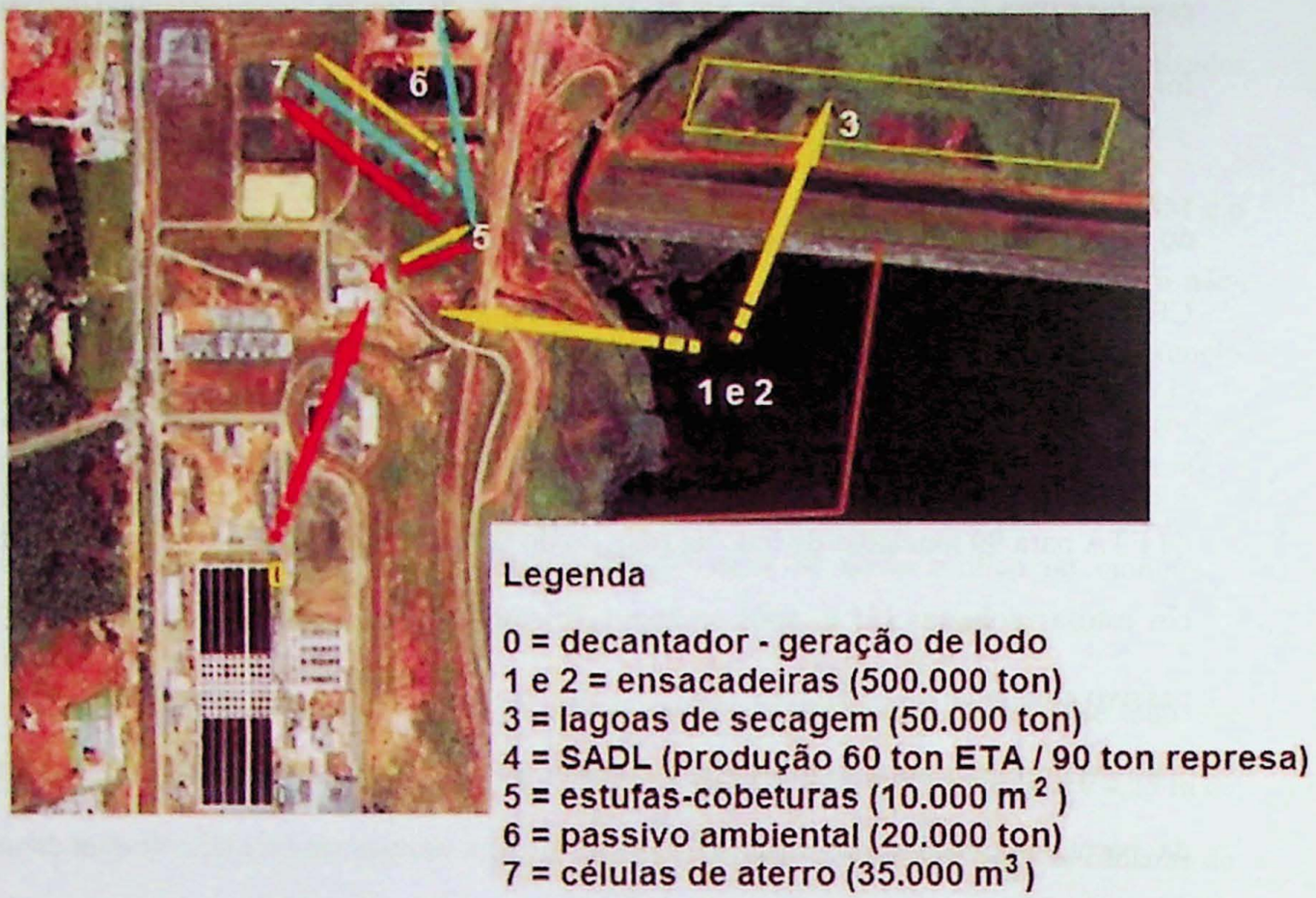



Figura 3 – Foto aérea com o diagrama de disposição e movimentação do lodo depositado na ETA Taiaçupeba, Suzano, SP. (Fonte: SABESP).

Desde 2011, o lodo é tratado em valas preparadas contra infiltração de chorume, e posteriormente acondicionado em leiras de secagem, nas células de aterro (6) (Figura 3).

A SABESP implantou um sistema de células para disposição final do lodo gerado no processo de tratamento da fase sólida, localizado na própria estação, e que utiliza tecnologia de disposição de resíduos aprovada pela CETESB. Essas células são leitos de secagem natural escavados no terreno, que recebe uma cobertura de uma manta impermeabilizante (PEAD) para impedir a infiltração do percolado no solo, e, assim, geração de um passivo ambiental.

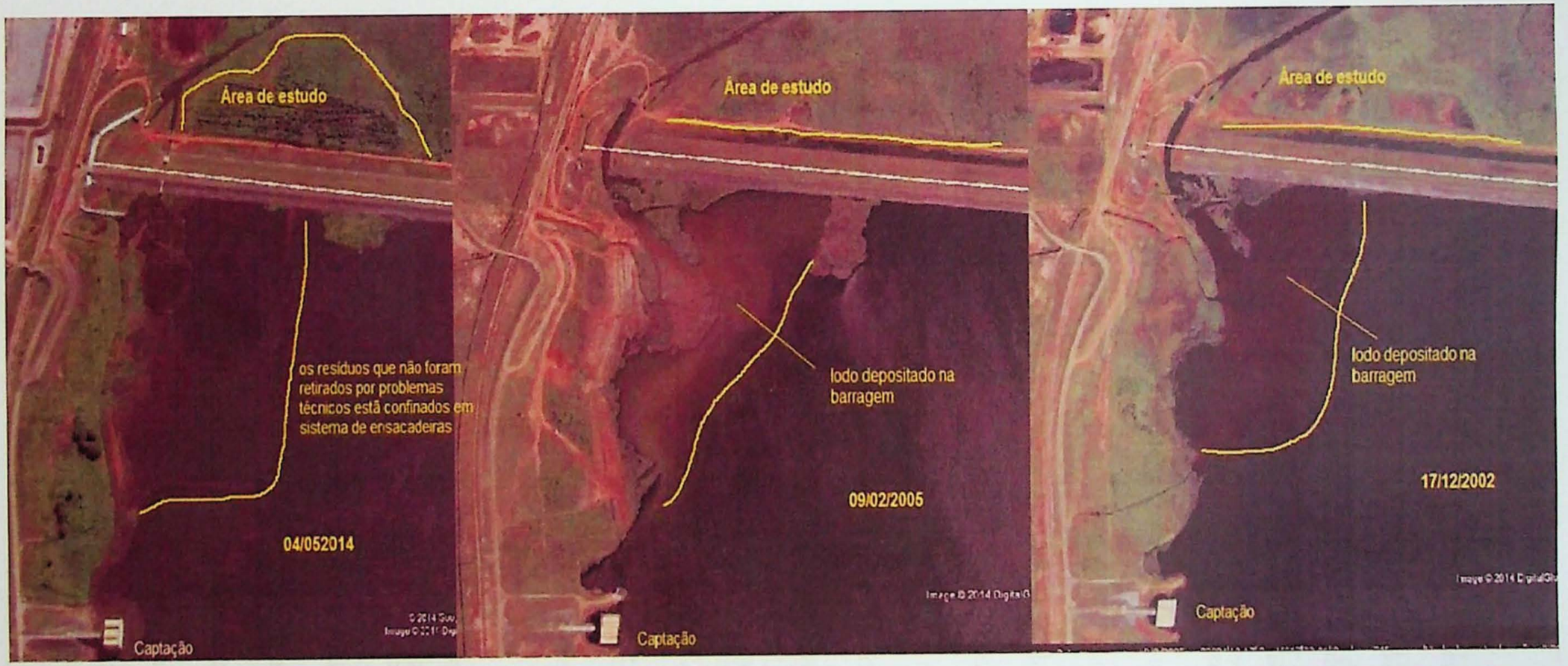



Figura 4 – Sequência temporal entre os anos 2002-2014 da área de estudo, indicando alocação do lodo no reservatório, e posterior transferência para a área de estudo (Fonte: Google earth ® modificado).

O lodo da ETA, quando ainda depositado sob as águas da barragem, foi estudado por Imbernon (2001) que realizou estudo geoquímico dos compartimentos sólido (sedimentos) e líquido (coluna de água) na reserva Taiaçupeba, e evidenciou a presença de metais em níveis acima das normas, concluindo que a presença de teores elevados nos sedimentos estaria associada aos sedimentos transportados pelos tributários à montante da represa. A autora evidenciou teores de ferro nos sedimentos à jusante da captação de 23 %, enquanto em outros pontos do reservatório os teores médios apresentaram-se em torno de 5 %.

O cenário acima descrito, em que uma sucessão de eventos, desde a geração do lodo e posterior deposição no interior do lago (estudado e caracterizado por Franco *et al.*, 2007), e posterior retirada do lago e disposição sobre o solo, sem obedecer às normas ambientais, por 10 anos submetido às intempéries, possibilita um estudo que poderá referenciar a disposição de lodo gerado nesta, e em outras ETA's. Os elementos acima configuram situação oportuna para uma caracterização geoquímica, tanto do lodo produzido pelo processo de tratamento de água nos períodos de coletas da pesquisa, quanto do aterro tecnogênico, formado pelo material depositado e disposto nos diques.

## Localização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido em área contígua à represa de Taiaçupeba, onde também está localizada a Estação de Tratamento de Água – ETA Taiaçupeba (Figura 5), localizada no município de Suzano, zona leste da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), SP, a aproximadamente 2,5 km a montante da Rodovia Suzano-Mogi das Cruzes, e dista de São Paulo 63 km pela antiga Rodovia São Paulo-Rio e 73 km pela Presidente Dutra, via Arujá-Jundiapeba.

O município de Suzano está inserido na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (sub-região hidrográfica Cabeceiras) e ocupa uma extensão territorial de 206 km$^2$, sendo que, 142,38 km$^2$ (72 %) de seu território estão inseridos em áreas de Proteção de Mananciais (APM) definidas pelas Leis Estaduais n° 898/75 (SÃO PAULO, 1975) alterada pela Lei 15.247 de 17/12/2013 (SÃO PAULO, 2013) e Lei n° 9.866/97 (SÃO PAULO, 1997).

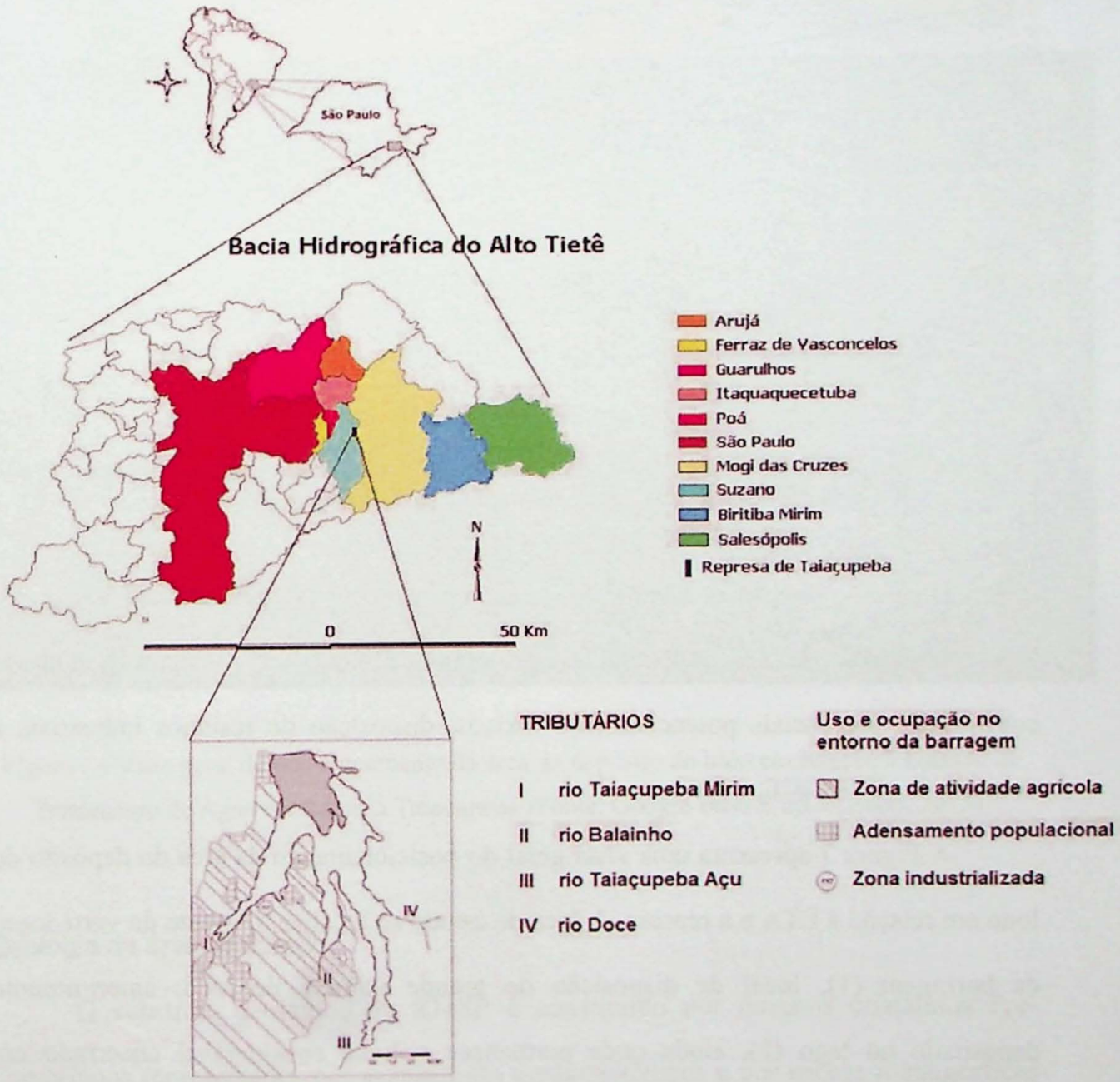



Figura 5 - Localização da barragem Taiaçupeba.

O reservatório e a ETA Taiaçupeba apresentam vinculação hídrica com os demais sistemas produtores da bacia do Alto Tietê na RMSP (Figura 6).

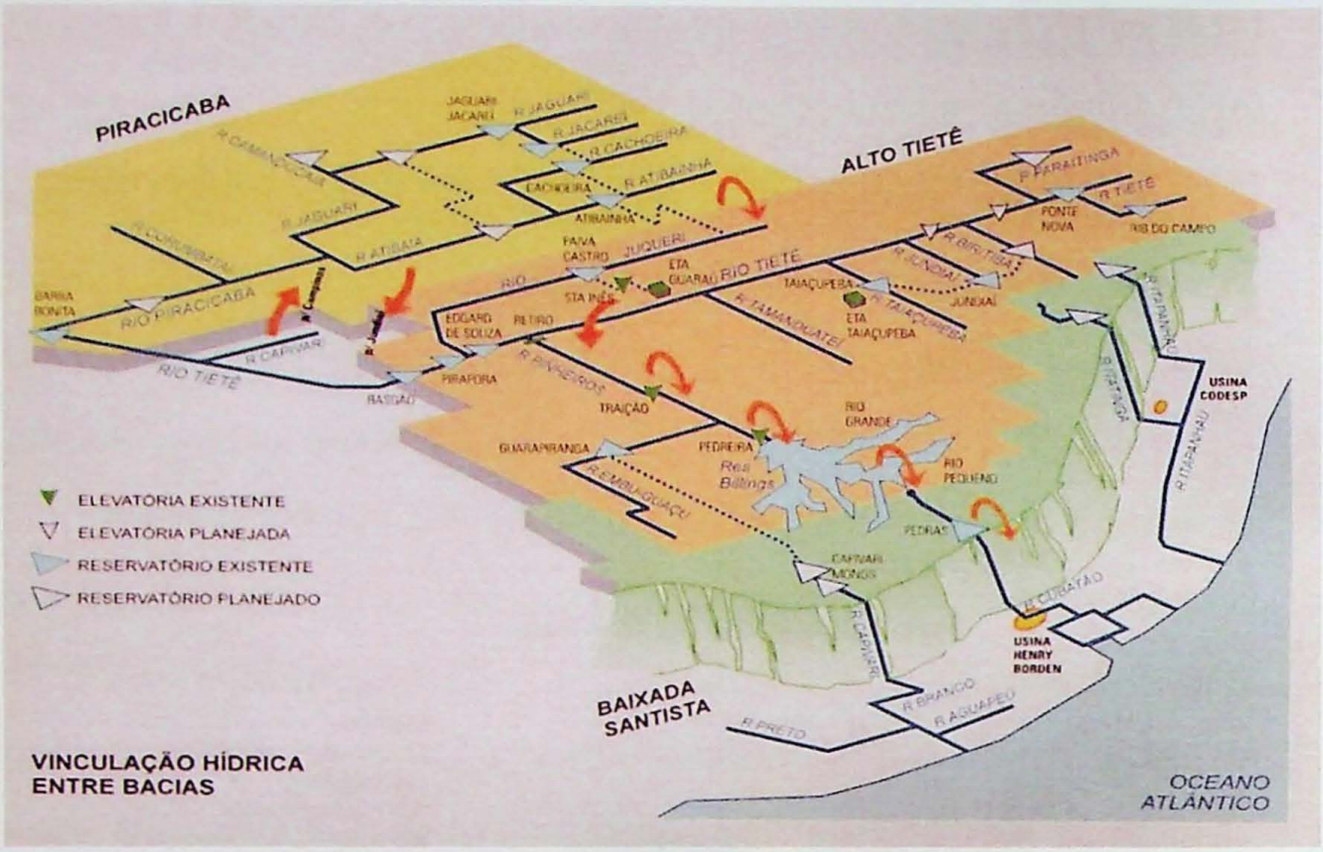



Figura 6 - Sistema Produtor do Alto-Tietê (SPAT) e vinculação hídrica entre as sub-bacias na Bacia do Alto-Tietê na Região Metropolitana de São Paulo (Fonte DAEE)

Dentre os principais tributários, recebe diretamente as águas do rio Taiaçupeba Mirim, utilizado para o lançamento de efluentes de indústrias altamente poluidoras constituídas por metais potencialmente tóxicos, disposição de resíduos industriais e domésticos (GERLICE, 2000).

A Figura 7 apresenta uma vista geral do posicionamento da área do depósito do lodo em relação a ETA e a represa. A área de estudo se localiza a jusante do vertedouro da barragem (1), local de disposição de grande volume de lodo, anteriormente depositado no lago (2), ainda onde permanece volume considerável encerrado em ensacadeiras (área 2 Figura 7).

A produção de água tratada na ETA gerava em 2006 cerca de 3 litros de lodo para cada $m^3$ de água tratada. A partir de 2008, alterações no sistema de tratamento diminuíram essa taxa para 0,8 litros de lodo por $m^3$ de água tratada. A produção de lodo (massa úmida) na ETA Taiaçupeba até 2012 era de cerca de 360 ton/mês em média.

A produção de lodo está diretamente associada à turbidez da água, e a utilização de carvão ativado é procedimento padrão, que aumenta a quantidade de lodo gerado.




Figura 7 - Vista geral do posicionamento da área do depósito do lodo em relação à Estação de Tratamento de Água e a Represa Taiaçupeba (Fonte: Google earth® modificado, 2015).

## Geologia da área de estudo

O substrato geológico da RMSP é constituído por terrenos cristalinos Pré-Cambrianos representados por granitos sin e pós-tectônicos e por rochas metamórficas (migmatitos, gnaisses, xistos e metassedimentos em geral), relacionados a rochas graníticas e aos grupos Açungui e São Roque (HASUI *et al.*, 1975). Sobre esses

terrenos assentam sedimentos Cenozóicos da Bacia Sedimentar de São Paulo na parte central e de Taubaté situados no flanco nordeste da RMSP. Ainda recobrindo todas essas unidades, registam-se ocorrências de depósitos aluviais e coluviais quaternários (RODRIGUEZ, 1998).

As principais unidades geológicas que afloram na RMSP estão cortadas por inúmeras zonas de cisalhamento com direção NE-SW. O Grupo Açungui é limitado a norte pelas falhas de Taxaquara-Jaguari e ao sul pela falha de Cubatão, separando-o dos grupos São Roque, Serra do Itaberaba (HASUI; SADOWSKI, 1976).

Os grupos São Roque e Serra do Itaberaba afloram continuamente em uma faixa com pouco mais de 180 km de comprimento e 50 km de largura máxima (JULIANI; BELJAVSKIS, 1995). O Grupo São Roque, representado pelas formações Piragibu, Pirapora do Bom de Jesus e Estrada dos Romeiros (JULIANI *et al.*, 1986; JULIANI, 1993; JULIANI *et al* 1994; JULIANI; BELJAVSKIS, 1995; JULIANI *et al.*, 1996), é constituído predominantemente por filitos róseos, alaranjados, acastanhados ou avermelhados, quando alterados, e cinza-esverdeados claros à escuros quando frescos. Apresentam, comumente, estruturas bandadas ou laminadas, dadas pela alternância de leitos mais ou menos quartzosos ou micáceos, muito frequentemente com estruturas primárias preservadas, como estratificação rítmica, gradacional e cruzada, onduladas, estromatólitos, brechas etc. Subordinamente ocorrem metaconglomerados, metarcóseos, metagrauvacas, quartzitos, cálcio-xistos, calcários metamórficos e metabasitos, geralmente formando lentes de dimensões variadas.

O grupo Serra do Itaberaba é constituído pelas formações (i) Morro da Pedra Preta, unidade vulcano sedimentar e basal, composta predominantemente por anfibolitos, anfibólio xistos, metabasitos e metapelitos. Subordinadamente, a unidade contém rochas metavulcanoclásticas intermédiárias a ácidas, calciossilicáticas,

metassedimentares quartzosas, formações ferríferas, granada-cordierita-cummingtonita anfibolitos, turmalinitos e margarita-coríndon xistos; (ii) Nhanguçu superior é composta essencialmente por metapelitos com andaluzita ou manganesíferos com lentes subordinadas de rochas carbonáticas e calciossilicáticas e xistos; e (iii) Piracaia, predominantemente quartzítica, que deve corresponder a litofácies depositadas nas margens da bacia sedimentar (JULIANI, 1993; JULIANI, *et al.* 1994; JULIANI; BELJAVSKIS, 1995; JULIANI *et al.*,1996; GARDA *et al.*, 2003).

O grupo Açungui, composto pelo Complexo Embu e Complexo Pilar, atravessa todo o Estado de São Paulo em sua porção E-SE, constituindo, desta forma, a mais extensa unidade do Pré-Cambriano Paulistano (DEE/IG, 2012).

O Complexo Embu é constituído por gnaisses e migmatitos oftálmicos, com bandas xistosas e inclusões subordinadas de xistos e metabásicas, gerados pelo metamorfismo de mais alto grau de metassedimentos aos quais se denominaram complexo Pilar (RODRIGUEZ, 1998).

Na RMSP, ocorrem ainda, distribuídos por toda a área, diversos corpos de granitos, suítes graníticas, de diferentes tamanhos, desde batólitos a pequenos stocks. Estas rochas sustentam relevos de topografia elevada, tais como Serra da Cantareira, Itaqui, Itapeti e Caucaia (RODRIGUEZ, 1998).

A Bacia Sedimentar de São Paulo é formada pelo grupo Taubaté, constituído estratigraficamente, da base para o topo, pelas formações Resende, Tremembé, e São Paulo. De forma aproximadamente elíptica, com 60 km x 30 km (eixo maior Jaceguava-Guarulhos, eixo menor Mauá-Lapa), na borda norte, mais retilínea, é controlada pela zona de cisalhamento Taxaquara-Jaguari, enquanto que ao sul os contatos com o embasamento cristalino são irregulares (RICCOMINI e COIMBRA, 1992). Os sedimentos da bacia são de origem fluvial e restritamente lacustrina, e estão contidos

num hemi-gráben, basculado para NNW (RICCOMINI *et al.*, 1992), com espessura máxima contínua de 256 m de sedimentos, verificada na sondagem n° 384 do DAEE, localizado no bairro da Mooca (TAKIYA, 1991).

A formação Resende compreende mais de 80 % do preenchimento da Bacia Sedimentar de São Paulo (RICCOMINI e COIMBRA, 1992), e é constituída, principalmente, por depósitos de leques aluviais, geneticamente associados aos falhamentos que deram origem à bacia, passando lateralmente para lamitos e arenitos conglomeráticos depositados por um sistema fluvial entrelaçado, que representam a variação lateral dos leques aluviais rumo ao interior da bacia e pela formação Itaquaquecetuba. Esta sequência é completada pelas coberturas aluvionares e coluvionares quaternárias, que ocupam as planícies dos principais rios da Bacia do Alto Tietê.

Os sedimentos da formação Tremembé são depósitos constituídos por camadas tabulares de argilas a argilas siltosas de coloração preta à cinza esverdeada, rica em matéria orgânica (RICCOMINI e COIMBRA, 1992).

A formação de São Paulo corresponde a depósitos de sistema fluvial meandrantes, sendo constituídos por conglomerados, arenitos com estratificação plano-paralela, acanalada e cruzadas passando para siltitos laminados e argilitos, caracterizando depósitos de canal e de planície de inundação. Segundo Riccomini e Coimbra (1992), os depósitos são associados a couraças ferroginosas, sustentando altas colinas.

A Formação Itaquaquecetuba é uma sequência de areias médias a grossas, mal selecionadas, com estratificação cruzada acanalada e tabular de grande porte, apresentando níveis conglomeráticos e lamíticos (RODRIGUEZ, 1998). Os estratos podem conter níveis argilo-siltosos, eventualmente arenosos, de coloração castanho-

escura, ricos em matéria orgânica. Os sedimentos apresentam elevada porcentagem de areia, variando em espessuras de 20 a 130 m, encontrados sob as aluviões dos rios Tietê, próximo ao Parque São Jorge e em Pinheiros (TAKIYA, 1997).

Os depósitos coluviais são representados por linhas de seixos e horizonte argiloso ou arenoso. Os depósitos aluviais quaternários são compostos por conglomerados sobrepostos por areias médias com estratificações cruzadas acanaladas de até 2 m de espessura, dispostos pelas extensas planícies aluviais dos rios Tietê, Pinheiros, Tamanduateí, Aricanduva, Cabuçu e seus principais tributários (RICCOMINI e COIMBRA, 1992; TAKIYA, 1997).

As principais feições estruturais da RMSP são representadas por zonas de cisalhamento ou por zonas rúpteis orientadas principalmente segundo NE-SW e subordinadamente orientam-se para NW-SE. As falhas de Jundiuvira, Taxaquara, Jaguari, Parateí e Cubatão constituem essas feições, que condicionaram a sedimentação da Bacia Sedimentar de São Paulo (RODRIGUEZ, 1998).

Nas proximidades da área do reservatório de Taiaçupeba ocorrem, em ordem decrescente de idade, os micaxistos, quartzitos, granitos, gnaisses intrusivos, sedimentos terciários e aluvionares recentes (Figura 8).

Os micaxistos ocorrem em uma faixa de aproximadamente 12 km de largura, limitados ao norte pelo vale do Tietê, e ao sul por gnaisses da região do Paranapiacaba. Para SE são limitados por uma larga e extensa falha (falha de Cubatão-Biritiba Mirim) que os separa de um granito equigranular da área de Taiaçupeba. Ao longo desse falhamento ocorrem grandes lentes de quartzito (RIDEG e BJÔRNBERG, 1972).

Nos micaxistos ocorrem várias intrusões de granito porfirítico. A intrusão que se estende, em forma de charuto, na margem esquerda do rio Taiaçupeba, em direção SW para Ribeirão Pires, recebe o nome de granito Mauá. Há outra intrusão, de menores

proporções, situada ao sul de Mogi das Cruzes. Um terceiro complexo granítico ocorre ao norte do rio Tietê, também porfirítico (RIDEG e BJÔRNBERG, 1972).

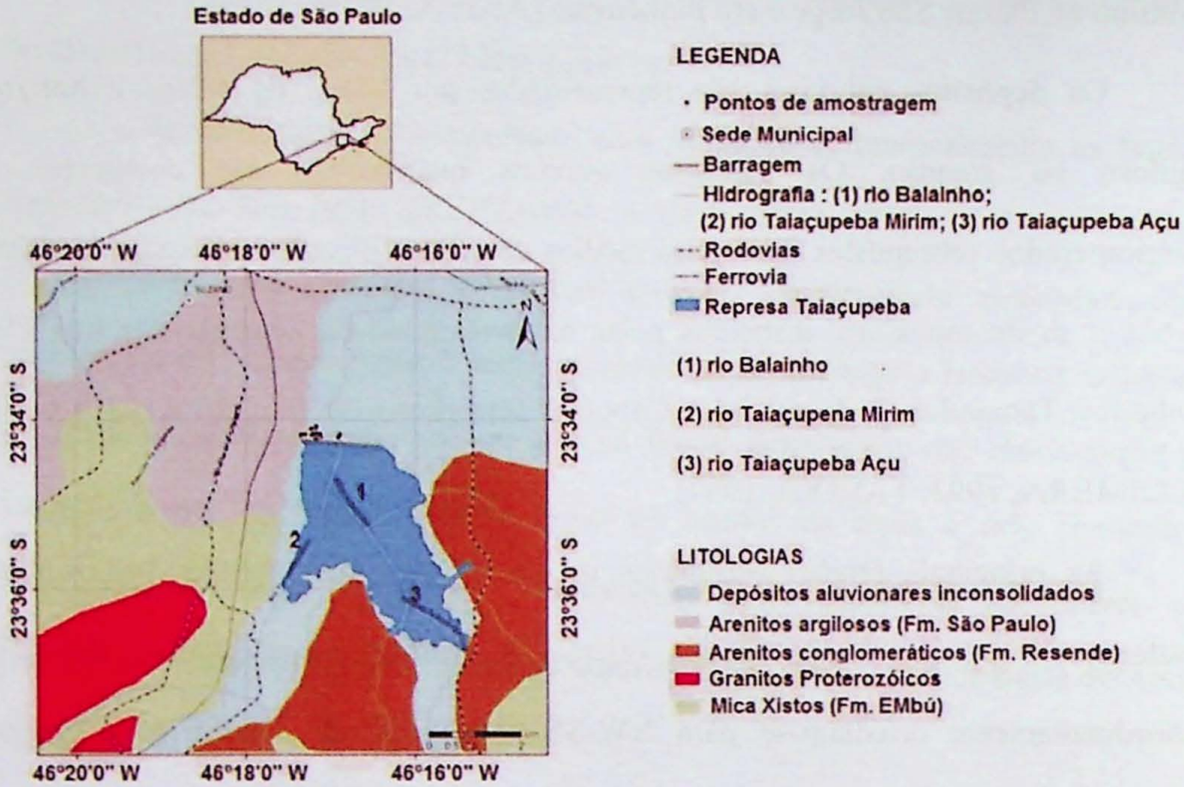



Figura 8 – Mapa geológico da região de estudo (PERROTA *et al.*, 2005).

Os sedimentos terciários da bacia de São Paulo ocorrem nos vales dos rios de maior porte, representados na área pelo rio Tietê e rio Taiaçupeba Mirim Capeando esses sedimentos ocorrem depósitos aluvionares recentes. Nos córregos e ribeirões aluvião recente cobre diretamente os micaxistos (RIDEG e BJÔRNBERG, 1972).

Exceto na cabeceira de certos rios da região, os micaxistos apresentam-se totalmente alterados, porém a maioria dos afloramentos dessa rocha é constituída de solo residual com estrutura e texturas preservadas. A granulação varia de média a fina, podendo localmente ser rica em quartzo, granada e turmalina.

Os solos da região produto da alteração dos micaxistos são silto-arenosos, de difícil compactação, de cor amarela, quando parcialmente alterados, e de cor roxa

avermelhada, quando totalmente decompostos. A alteração atinge espessura de 10 a 15 m em média (RIDEG e BJÔRNBERG, 1972).

Os sedimentos junto à área da barragem Taiaçupeba dividem-se em dois grupos principais: rochas semi consolidadas da Bacia de São Paulo, de idade terciária e sedimentos aluvionares recentes, que as capeiam. Os últimos se subdividem em dois grupos, os de várzea e os de terraços.

Os sedimentos terciários compõem espesso pacote, constituído de camadas intercaladas de argila, areias e conglomerados. Frequentes crostas limoníticas também ocorrem especialmente em locais de alternância de argila e areias. Estes sedimentos ocorrem em camadas descontínuas, de grande variação litológica, tanto horizontal como verticalmente. São de cores variadas, com predominância de tons vermelhos, amarelos e esbranquiçados, podendo estar localmente descorados. Capeando os sedimentos terciários ocorrem sedimentos aluvionares compostos de argilas, argilas orgânicas, areias e lentes de cascalhos. Os solos das várzeas estão capeados por turfa, que por sua vez está coberta por uma vegetação de pequeno porte (RIDEG e BJÔRNBERG, 1972).

A área à jusante da barragem, bem como outras áreas vizinhas, é explorada em recursos minerais não metálicos (areia e argila). A alteração intempérica dos granitos porfiríticos formou jazidas de caulim, exploradas desde as margens do reservatório, no lado do município de Mogi das Cruzes.

As mais destacadas feições estruturais na área são as falhas e a xistosidade. Os xistos ao norte e ao sul do granito Mauá têm orientações diferentes. Ao Sul a direção da xistosidade é N63E, 80S, e ao norte a direção é N84E, 58N, coincidindo com o contato do granito e xisto, bem como direção aproximada do rio Tietê.

Ao longo do eixo da barragem ocorre uma diminuição da espessura dos sedimentos Terciários da várzea do rio Taiaçupeba Mirim em contato com os micaxistos

na ombreira esquerda. Este contato define uma escarpa mergulhando aproximadamente 45° a leste. No centro da várzea os sedimentos têm espessuras de mais de 100 m. Estudos estruturais e análises dos perfis de sondagem permitiram definir um grande falhamento no vale do rio Taiaçupeba, disposto perpendicularmente ao eixo da barragem.

O intenso cisalhamento das rochas da ombreira esquerda resulta de efeitos laterais da falha mencionada. O próprio contato dos sedimentos Terciários com os micaxistos é uma escarpa de linha de falha, produzida por erosão da escarpa de falha original, provavelmente do tipo transcorrente.

**Aspectos fisiográficos**

A RMSP está inserida no contexto geomorfológico do sudeste do Estado de São Paulo, domínio do Planalto Atlântico, mais especificamente na zona que constitui o chamado Planalto Paulistano.

A planície aluvionar do rio Tietê cruza uma larga faixa a centro-norte do município de Suzano, cujo principal afluente local, o rio Taiaçupeba-Açu, está represado na porção territorial centro-leste de Suzano. Esta planície tem como principal característica declividade inferior a 2 % e posiciona-se em diferentes níveis altimétricos. É formada por sedimentos fluviais arenosos e argilosos inconsolidados.

As altimetrias predominantes são de 700 a 800 m, sendo que os patamares são aplanados e encontra-se em altitudes de 740 m, enquanto as colinas atingem entre 760 a 800 m (ROSS e MOROZ, 1997). As vertentes das colinas apresentam declividades que oscilam entre 20 e 30 % (FUPAM, 2007). Os solos são do tipo podzólico vermelho-amarelo e cambissolos, estando sujeitos a fortes atividades erosivas, envolvendo movimentos de massa e erosões lineares em voçorocas (MOREIRA e PIRES, 1998).

A RMSP está a uma latitude aproximada de 23° 21′ 00″ sul e Longitude de 46° 44′ 00″ oeste, próximo ao Trópico de Capricórnio, e está sob a influência dos efeitos orográficos associados à proximidade do oceano Atlântico, cujo deslocamento de massa de ar eleva os índices pluviométricos de 2.000 mm/ano até 4.500 mm/ano em certos trechos do litoral, com atenuação gradual para o interior, com valores inferiores a 1.500 mm/ano (NIMER, 1989; ANDRADE, 2009).

Segundo a classificação de Köppen, o clima da RMSP é Tropical de altitude, tipo Cwa, porém muitos acreditam ser do tipo Subtropical, por estar com a maior parte desta área um pouco ao sul do Trópico de Capricórnio, com verões quentes e chuvosos e invernos secos e frios. Os meses quentes são dezembro a fevereiro com média de 23,1 °C e junho e julho são os meses mais frios com média de 16,2 °C.

A análise das chuvas da área estudada foi feita com os dados da Estação Taiaçupeba, fornecidos pelo DAEE. A estação está localizada nas coordenadas 23°40' Latitude Sul e 46°11' Longitude Oeste, a 790 m de altitude.

A Figura 9 abaixo é representada as precipitações totais mensais dos anos 2012, 2013 e 2014 que refletem o período do estudo. Os gráficos mostram que a média do volume de chuvas/ano decresceu de 2012 para 2014, respectivamente, 383,7 mm/ano; 275,2 mm/ano; 228,4 mm/ano.

O município de Suzano encontra-se integralmente inserido na Bacia do Alto Tietê (BAT) (UGRH-06), localizada na porção leste do Planalto Paulistano. A BAT tem um comprimento de cerca de 130 km, e larguras variando entre menos de 10 até pouco mais do que 70 km. As linhas de drenagem apresentam nítida orientação segundo as direções E-W a ENE-WSW, ou direções ortogonais a estas, como consequência do forte controle estrutural exercido pelas rochas constituintes da RMSP (FABHAT, 2009).

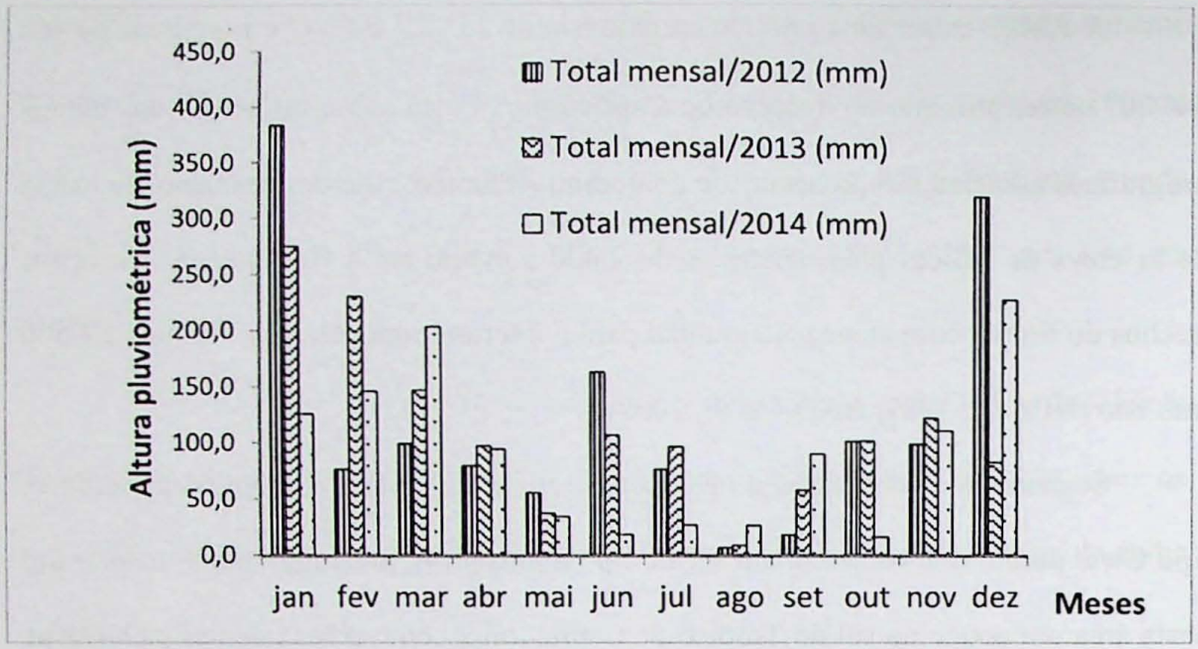



Figura 9 - Precipitações totais mensais para os anos de 2012, 2013 e 2014 na área da barragem Taiaçupeba (dados fonte: DAEE).

O rio Tietê tem suas nascentes em Salesópolis, próximo à divisa com o município de Paraibuna. Seu curso segue a direção geral Leste-Oeste até atingir a barragem de Rasgão definido como o limite da Bacia do Alto Tietê (GEOTCH, 2007).

A bacia caracteriza-se por apresentar seus regimes hidráulicos e hidrológicos extremamente complexos, em virtude das profundas alterações introduzidas por obras hidráulicas e por efeitos antrópicos das mais diversas ordens (FABHAT, 2009).

Os principais contribuintes do rio Tietê nas suas cabeceiras são os rios Claro, Paraitinga, Jundiaí, Biritiba-Mirim, e Taiaçupeba que, juntamente com o próprio Rio Tietê, compõe o quadro dos mais importantes mananciais de abastecimento da região, destacando-se os reservatórios Ponte Nova, Jundiaí e Taiaçupeba, projetados e implantados para abastecimento público como finalidade principal, e, secundariamente, para controle de enchentes (DA SILVA e PORTO, 2003).

Com a construção das barragens de Paraitinga (Salesópolis) e Biritiba (entre Biritiba Mirim e Mogi das Cruzes), a partir de 2000, o SPAT passou a reservação de cerca de 600 milhões de $m^3$ de água numa área de drenagem de 1.500 $km^2$.

### Águas Subterrâneas

A ocorrência, o modo de armazenamento e a circulação dos recursos hídricos subterrâneos estão diretamente atrelados às características litológicas e estruturais das unidades geológicas existentes, as quais determinam o potencial hídrico de um determinado aquífero.

As águas subterrâneas ocorrem na BAT como unidade hidrogeológica constituída por dois sistemas aquíferos: (i) Sistema Aquífero Cristalino (4.238 $km^2$ SAC); e (ii) Sistema Aquífero Sedimentar (1.452 $km^2$ SAS) (HIRATA e FERREIRA, 2001).

O SAC ocorre nos domínios das rochas cristalinas do embasamento de idade Pré-Cambriana. Compreende uma dezena de tipos petrográficos principais, tais como: migmatitos, metassiltitos, filitos, anfibolitos, quartzitos, micaxistos, granitóides gnaisses e rochas metacarbonáticas. Seus limites coincidem aproximadamente com os divisores de drenagem superficial, nas cotas 800 a 1.000 m (HIRATA e FERREIRA, 2001). Este sistema pode ser dividido em duas unidades: a primeira fica na parte superior, com espessura média de 50 m, e é formada por rochas intemperizadas; a segunda ocorre sob o manto de intemperismo, formada por rochas sãs fissuradas (HIRATA e FERREIRA, 2001).

As rochas sedimentares Tércio-Quaternárias que preenchem a Bacia de São Paulo constituem o SAS de São Paulo. Este sistema é de caráter livre a semi-livre e heterogêneo e anisotrópico e está distribuído de forma irregular na porção central da

bacia hidrográfica do alto curso do rio Tietê, coincidindo aproximadamente com a área ocupada pelo município de São Paulo e arredores (HIRATA e FERREIRA, 2001).

A sequência SAS de São Paulo é caracterizada pela predominância de camadas argilosas intercaladas por lentes de areia, sendo que a espessura média do pacote sedimentar é da ordem de 100 m, e em alguns locais, as espessuras totais dos sedimentos chegam a atingir mais de 250 m (SÃO PAULO, 2009). (HIRATA e FERREIRA, 2001).

# 5. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia desta pesquisa constou das seguintes etapas de trabalho:

a) Atividades de campo: consistiram no levantamento geofísico, instalação de poços de monitoramento, coleta de amostras sólidas (aterro = lodo+cobetura) e coleta de amostras de lodo *in natura*, coleta de amostras de água superficial e do aquífero freático, monitoramento do nível d'água e medição *in situ* de parâmetros físico-químicos nas amostras de água;

b) atividades pós-campo: preparação de amostras sólidas; análises granulométricas; determinação de matéria orgânica, capacidade de troca catiônica (CTC), pH; análises químicas de amostras sólidas por fluorescência de raios-X (FRX), espectroscopia ao infravermelho com transformação de Fourier (IVTF), Difratometria de raios X (DRX), microscopia eletrônica de varredura (MEV), e análises químicas de águas (cátions e ânions);

c) análises e interpretação dos resultados, principalmente sob a ótica da legislação existente (CETESB/2014 e Resolução CONAMA nº 375/2005 alterada pela Resolução CONAMA nº 430/2011 e a Resolução CONAMA nº 396/2008).

## a) Atividades de Campo

Os trabalhos de campo consistiram no levantamento ou estudo geofísico; demarcação dos pontos de sondagem; sondagens, instalação de poços de monitoramento, campanhas de coleta de amostras sólidas e amostragem de águas superficiais e subterrâneas, monitoramento do nível d'água e medição de parâmetros físico-químicos *in situ* nas águas.

Para avaliar o impacto da disposição do lodo sobre o solo e águas subterrâneas e superficiais, quando depositado sem preparo prévio da área, os trabalhos de campo foram executados em área da SABESP, na qual foi descartado o LETA, adotando-se como área de

referência não afetada pelo lodo, um ponto contíguo ao depósito tecnogênico, denominado como "área de controle" ou *background*.

A área do aterro apresenta vegetação bem desenvolvida, em comparação à vegetação da área controle (Figura 10).




Figura 10 – (a) Área de estudo, com a vegetação bem desenvolvida; (b) área de controle próximo ao leito do rio Taiaçupeba, com a vegetação menos desenvolvida.

### *a.1) Métodos geofísicos*

Os métodos geofísicos (elétricos, eletromagnéticos, radar) têm sido muito utilizados para estimar a profundidade do nível da água subterrânea, a espessura do pacote sedimentar e para mapear e monitorar a presença de compostos orgânicos e inorgânicos no ambiente geológico, nomeadamente plumas de contaminação, chorume, necrochorume, etc. (REYNOLDS 1997; MOURA e MALAGUTTI FILHO, 2003; LAUREANO e SHIRAIWA, 2008; SILVA *et al.* 2009; CRUZ *et al.*, 2008; MOREIRA e BRAGA, 2009).

O levantamento geofísico identifica a contaminação no ambiente hidrogeológico por alteração do parâmetro resistividade elétrica ou condutividade elétrica, associada às elevações anormais na concentração de Sólidos Totais Dissolvidos (STD).

Os métodos geofísicos, por se tratarem de técnicas não invasivas para obter informações sobre as condições geológicas do terreno e ao baixo custo, são adequados para mapear e monitorar áreas suspeitas de contaminação.

Os métodos geofísicos foram aplicados, para esta pesquisa, com o objetivo de avaliar a profundidade do nível d'água, e auxiliar no mapeamento da pluma de contaminação. Foi utilizado o método de eletrorresistividade, através da técnica de Sondagem Elétrica Vertical (SEV) e do método eletromagnético, pela técnica EM-31.

Os métodos geofísicos adotados baseiam-se nas propriedades elétricas (condutividade elétrica ou o seu inverso, a resistividade) dos materiais rochosos, dos minerais e dos solos.

Para a área de onde está localizado o depósito tecnogênico, foram realizados três ensaios EM, para identificar anomalias de condutividade elétrica, e associá-las à presença de contaminação no subsolo; quatro SEV's, para obter as profundidades do topo da camada saturada e do embasamento (Figura 11).

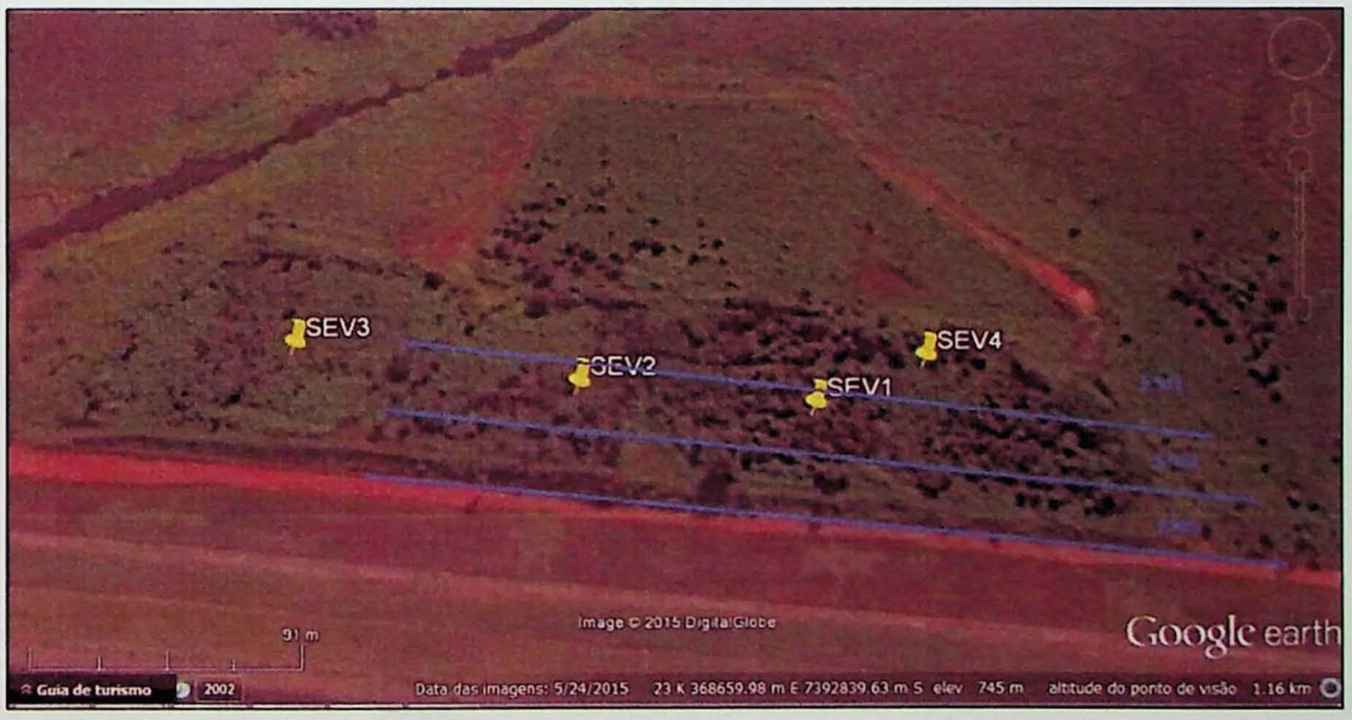



Figura 11 - Imagem mostrando a localização de linhas de EM's e SEV's

Método eletromagnético (EM)

O método eletromagnético (EM) faz uso da resposta do solo à propagação dos campos eletromagnéticos, que são compostos por uma intensidade elétrica alternada e por uma força de magnetização. Os campos eletromagnéticos primários podem ser gerados pela passagem de uma corrente alternada através de uma bobina transmissora. A resposta do solo é a geração de campos eletromagnéticos secundários, e esses campos resultantes podem ser detectados pelas correntes alternadas que esses induzem ao fluir numa bobina receptora pelo processo de indução eletromagnética (Figura 12). O campo eletromagnético primário propaga-se da bobina transmissora para a bobina receptora via trajetórias tanto acima, quanto abaixo da superficie (KEAREY *et al.*, 2009).

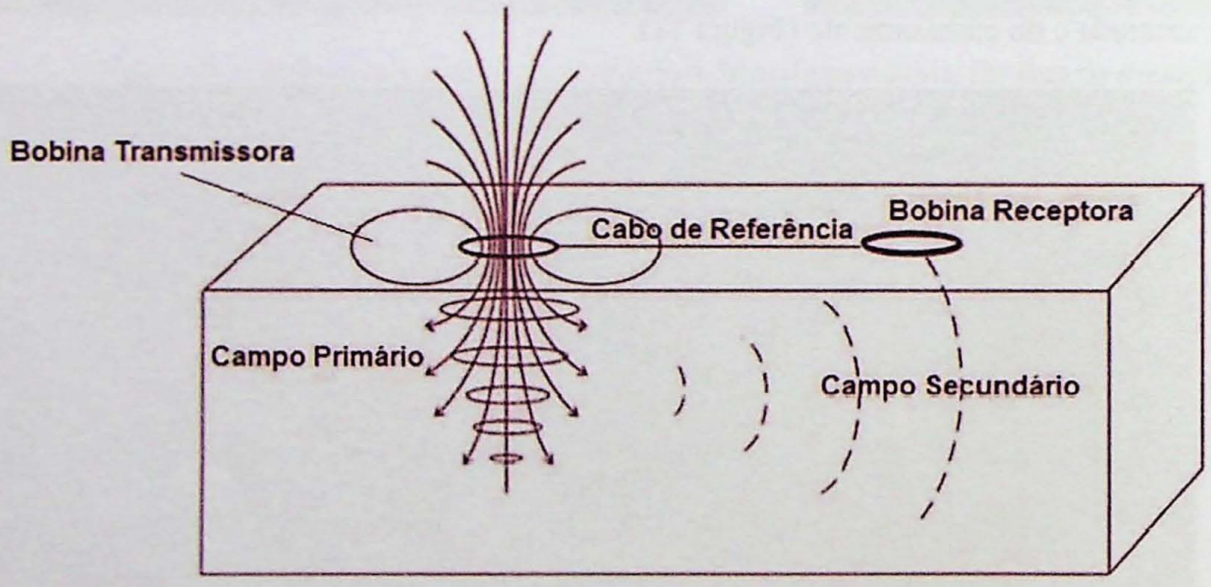



Figura 12 - Princípio do método Eletromagnético (Moreira e Dourado, 2005).

A indução do fluxo de corrente resulta da componente magnética do campo eletromagnético. O levantamento eletromagnético é indutivo (não é necessário o contato com solo) e rápido (KEAREY, *et al.*, 2009).

A profundidade de penetração de um campo eletromagnético depende de sua frequência e da condutividade elétrica ($\sigma=1/\rho$) do meio através do qual ele se propaga. Os campos eletromagnéticos são atenuados durante sua passagem através do solo, com sua amplitude diminuindo exponencialmente com a profundidade. A profundidade de penetração *d* pode ser definida como a profundidade na qual a amplitude do campo $A_d$ é reduzida por um fator $e^{-1}$ comparada com sua amplitude de superfície $A_o$ (KEAREY *et al.*, 2009).

Assim,

$$A_d = Aoe^{-1} \qquad Eq.1$$

Neste caso,

$$d = \frac{503{,}8}{\sqrt{\sigma f}} \qquad Eq.2$$

onde:

(*d* = metros; $\sigma$ = S $m^{-1}$; e a frequência *f* do campo em Hz).

A profundidade de penetração, assim, aumenta quando tanto a frequência do campo eletromagnético quanto a condutividade do solo diminuem. Consequentemente, a frequência usada em um levantamento EM pode ser ajustada para um intervalo desejado de profundidade em qualquer meio particular (KEAREY *et al.*, 2009).

A equação 2 representa uma relação teórica. Empiricamente, pode ser definida uma profundidade de penetração efetiva *Ze* que representa a profundidade máxima na qual um condutor pode se situar e ainda produzir uma anomalia eletromagnética reconhecível (KEAREY *et al.*, 2009):

$$Ze \approx \frac{100}{\sqrt{\rho f}} \qquad Eq.3$$

Essa relação é aproximada, já que a penetração depende de fatores como a natureza e a magnitude dos efeitos de variações em condutividade próximas à superfície, da geometria do condutor em subsuperfície e do ruído instrumental. A dependência da profundidade de penetração em relação a frequência coloca certos limites no método EM. Normalmente, frequências muito baixas são dificeis de gerar e medir o máximo de penetração que se pode obter é da ordem de 500 m (KEAREY *et al.*, 2009).

O levantamento eletromagnético ou a medição da condutividade foi efetuado com o condutivímetro Geonics EM-31 (Figura 13), pela equipe do CEPAS, transportado ao ombro por um operador, que permite que se efetuem leituras em modo contínuo ou pontualmente, estando às bobinas inseridas num varão, distanciadas a 3,67 m em posição complanar. O condutivímetro opera com uma frequência de trabalho de 9.800 Hz, permitindo atingir duas profundidades aparentes de investigação, respectivamente, 3 e 6 m, em função da orientação horizontal ou vertical dos dipolos, dipolo horizontal (HD) e dipolo vertical (VD), respectivamente.



Figura 13 – Levantamento Eletromagnético com EM-31 na área de estudo.

Método de eletrorresistividade (SEV)

O método de Eletrorresistividade é baseado na determinação da resistividade elétrica aparente dos materiais, caracterizada pela dificuldade que um determinado material impõe à passagem de correntes elétricas. Os principais fatores que influenciam na variação da resistividade elétrica dos materiais são: composição mineralógica, quantidade de água presente nos poros, sólidos totais dissolvidos (STD), porosidade e temperatura (McNEILL, 1980).

As rochas de um mesmo tipo litológico podem apresentar resistividades diferentes em função da mineralogia e da qualidade da água que as satura. A água subterrânea, quando contaminada por substâncias químicas, tende a apresentar uma resistividade menor que a água não contaminada, e esta diferença será tanto maior quanto maior for a quantidade de substâncias dissolvidas.

As rochas secas apresentam resistividade mais elevada que as rochas saturadas, da mesma forma que as rochas sedimentares em relação às cristalinas.

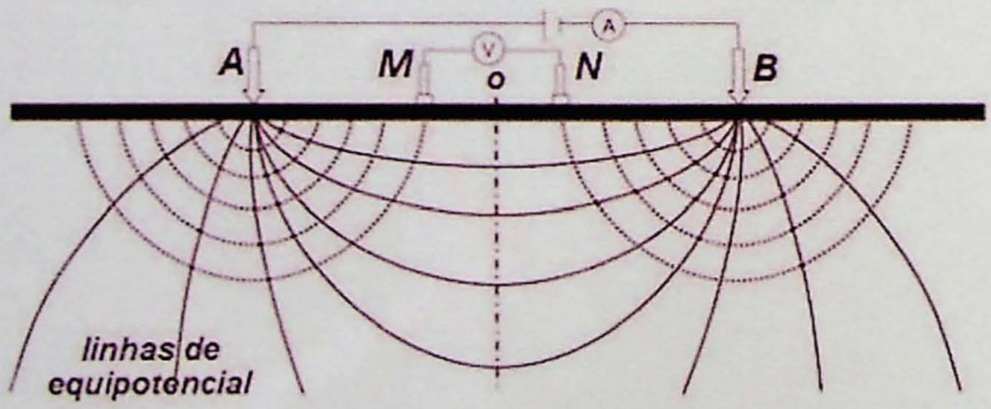
A medida de resistividade elétrica no solo é comumente feita através da injeção de corrente elétrica (I) por meio de um emissor (bateria ou gerador) ligado a um par de eletrodos de corrente (A e B), e a variação do potencial elétrico ($\Delta V$) no solo é medida através de outro par de eletrodos metálicos (M e N), medido por um circuito receptor (ORELLANA, 1972).

As investigações elétricas neste trabalho utilizaram a técnica de Sondagem Elétrica Vertical (SEV), uma técnica usada, principalmente, no estudo de interfaces horizontais ou quase horizontais (Figura 14).



Figura 14 – Levantamento por Sondagem Elétrica Vertical – SEV.

O arranjo de eletrodos adotado foi à configuração Schlumberger (Figura 15), caracterizado por um par de eletrodos de potencial no centro do alinhamento e eletrodos de corrente nos extremos da linha, com aumento sucessivo dos eletrodos de corrente (AB) e, relação aos eletrodos fixos de potencial (MN), para o alcance de maiores profundidades de investigação (KEARY, 2013) (Figura 16).




A

Figura 15 – Esquema de campo para o arranjo *Schlumberger* (BRAGA, 2006).

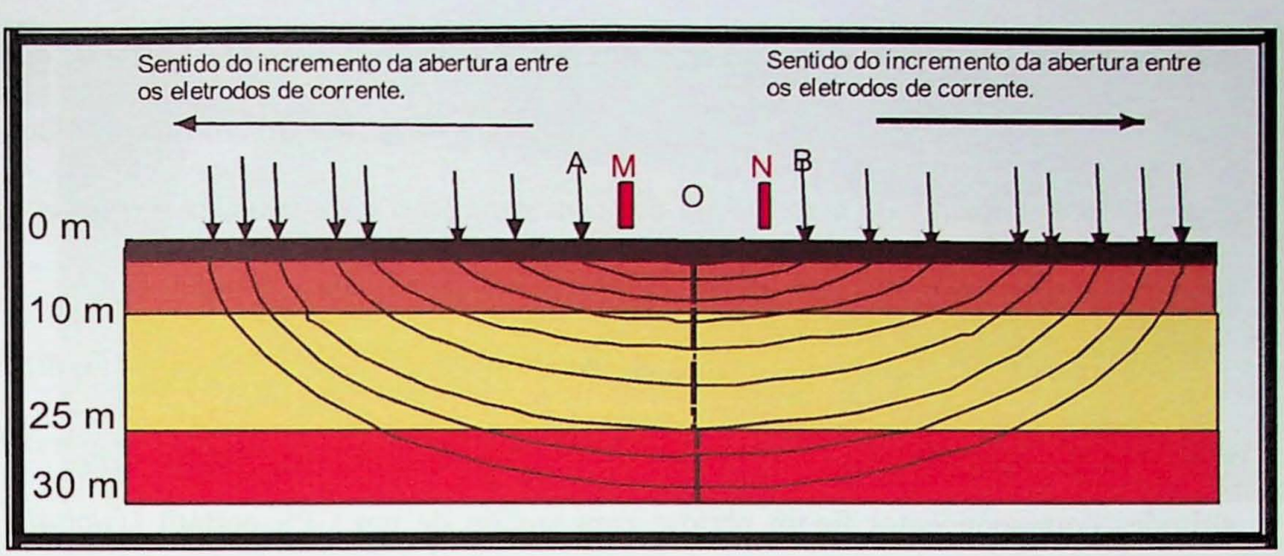



Figura 16 – Relação entre a distância de AB e Profundidade investigada. Observar que abertura de AB é aproximadamente proporcional à profundidade investigada (Fonte: adaptada de Braga, 2002).

A principal característica desse arranjo é que a distância MN deve ser bastante pequena em relação à AB, procurando sempre satisfazer a relação $MN \leq AB/5$.

As medidas obtidas são utilizadas para o cálculo da resistividade aparente, utilizando-se as equações:

$$\rho a = k\frac{\Delta V}{I} \qquad \text{Eq. 4}$$

$$K = 2\pi / \left[\left(\frac{1}{AM}\right) - \left(\frac{1}{NA}\right) - \left(\frac{1}{BM}\right) + \left(\frac{1}{BN}\right)\right] \qquad \text{Eq. 5}$$

Onde:

ρa= resistividade aparente (Ohm.m); K= fator geométrico; ΔV= diferença de potencial entre os eletrodos potencial (M e N)

I= Intensidade de corrente que passa entre os eletrodos (A e B)

O fator K depende da geometria do arranjo de eletrodos na superfície e pode ser calculado através da expressão geral. Na Figura 16 estão indicadas as linhas de caminhamento na área do aterro.

### *a.2) Definição dos pontos e implantação dos poços de monitoramento e coleta de água*

A localização dos pontos para as sondagens, e posterior amostragem do resíduo depositado e amostras de água, levou em consideração o levantamento geofisico realizado (mapa de resistividade e de eletromagnética) que indicou regiões com anomalias.

A partir da análise dos mapas de condutividade elétrica aparente (Figura 17) foi possível selecionar os locais para execução das sondagens. As coordenadas geográficas e as altitudes correspondentes foram obtidas com auxílio de um GPS portátil (*Global Position System*) da marca GARMIN (Tabela 7).

Tabela 7 – Georreferenciamento dos poços de monitoramento.

| Poço | Y (latitude) | X (longitude) |
|---|---|---|
| F1 | S23° 34′ 10,5″ | W46° 17′ 18,0″ |
| F2 | S23° 34′ 11,4″ | W46° 17′ 10,4″ |
| F3 | S23° 34′ 11,9″ | W46° 17′ 07,0″ |
| F4 | S23° 34′ 06,3″ | W46° 17′ 10,5″ |
| F5a | S23° 34′ 04,7″ | W46° 17′ 10,2″ |
| F6 | S23° 34′ 10,5″ | W46° 16′ 53,5″ |
| F7 | S23° 34′ 13,0″ | W46° 17′ 10,1″ |
| F8 | S23° 34′ 10,9″ | W46° 17′ 09,3″ |
| F9 | S23° 34′ 11,0″ | W46° 17′ 08,2″ |
| F10 | S 23° 34′ 10,2″ | W46° 17′ 09,9″ |
| F11 | S23° 34′ 10,2″ | W46° 17′ 07,4″ |
| F12 | S23° 34′ 11,1″ | W46°17′ 13,3″ |
| F13 | S23° 34′ 10,0″ | W46° 17′ 12,4″ |
| F16 | S23° 34′ 06,4″ | W46° 17′ 13,9″ |

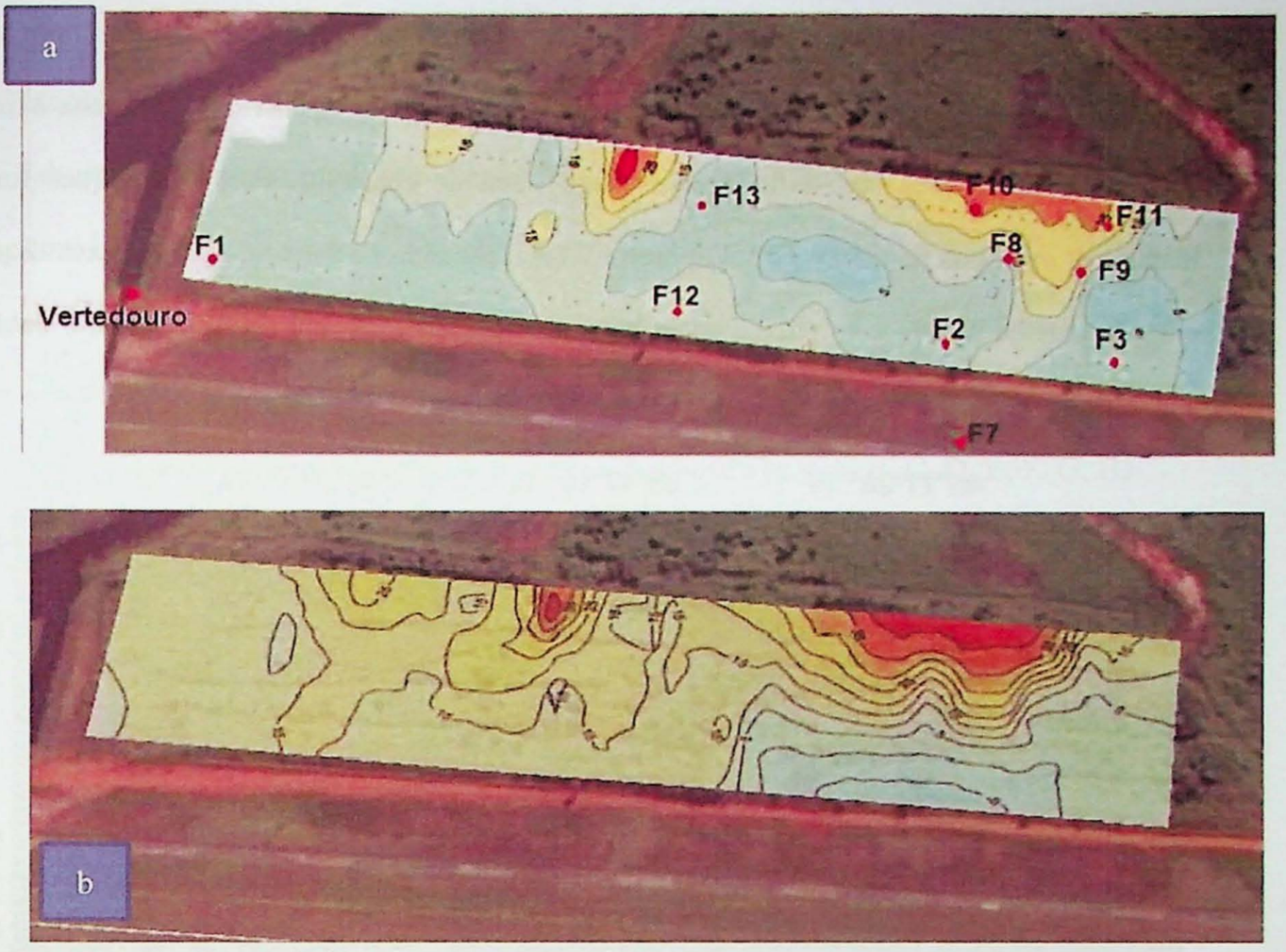



Figura 17 – Sobreposição dos mapas de condutividade sobre a imagem de satélite da área indicando as anomalias pelo EM-31geradas pelo volume de lodo depositado (pontos em vermelho poços implantados): (a) mapa do campo horizontal e (b) mapa do campo vertical.

As sondagens que foram executadas na área do aterro do lodo tiveram como objetivo a amostragem do material sólido (sólido e resíduo) ao longo da profundidade e de água subterrânea através da instalação de poços de monitoramento para a avaliação do grau de contaminação causada pelo resíduo. A sondagem realizada na área de controle teve como objetivo definir valores de referência (*background*) das águas subterrâneas e do solo da área estudada.

Com base na interpretação geofísica, foram escolhidos pontos correspondentes a anomalias condutoras para implantação de poços de monitoramento, aonde as condições do terreno permitiam tal procedimento. Foram executadas 15 sondagens (F1, F2, F3, F4, F5, F5a, F6, F7, F8, F9, F10, F11, F12, F13 e F16) com trado manual tipo holandês de 3,5 polegadas

de diâmetro (Figura 18), de acordo com a norma NBR 15.495-1 (ABNT, 2007). O poço F6 está instalado fora da área de estudo, às margens do antigo leito do rio Taiaçupeba Mirim, para controle de área sem influência do lodo (área de controle). Fora dos diques foram instalados os poços F5a, F7 e F16. O ponto F7 foi localizado na estrada de acesso aos diques, entre a área de estudo e o maciço da barragem, enquanto o poço F16 situou-se em cota de aproximadamente 1,5 m abaixo da disposição de lodo (Figura 18).

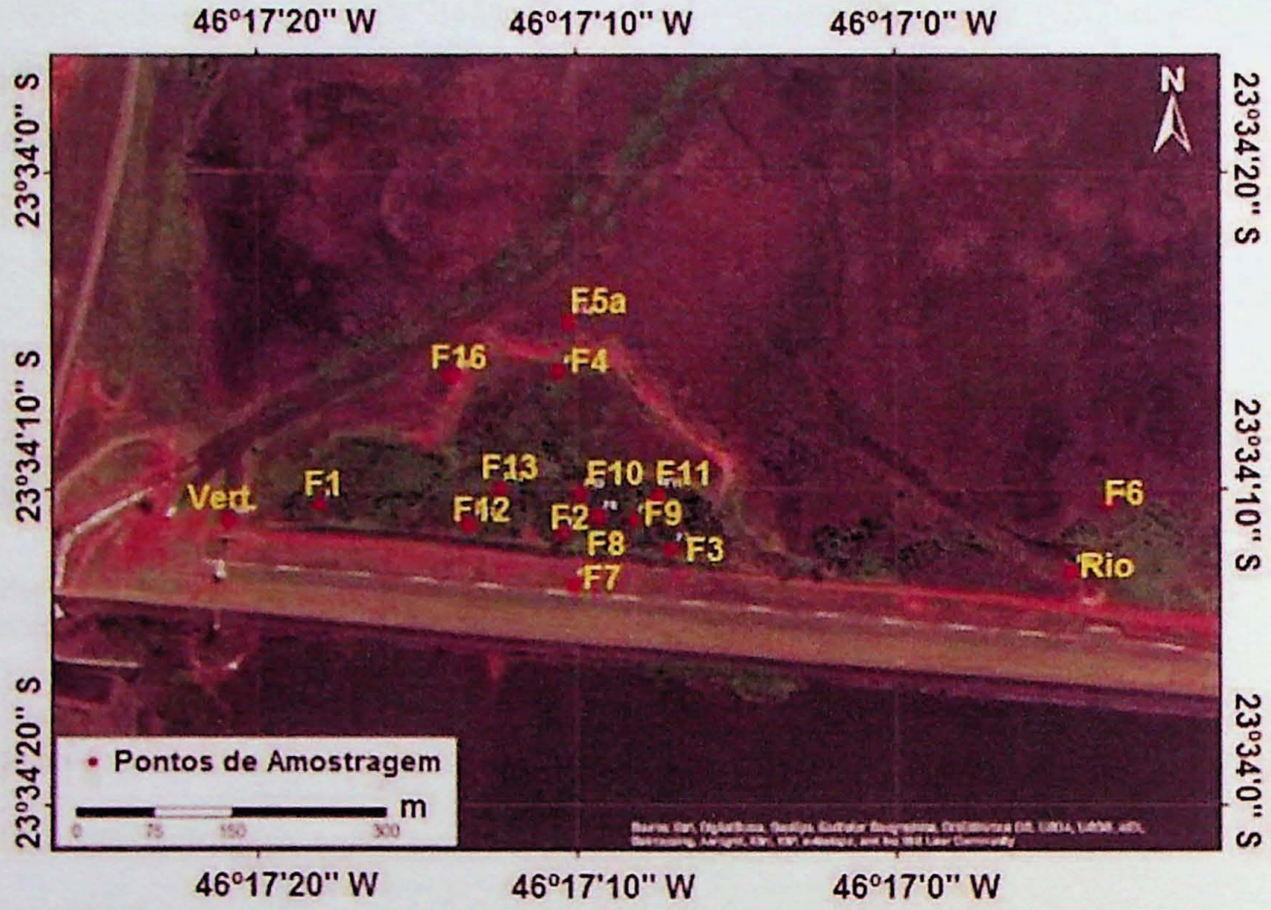



Figura 18 - Distribuição espacial dos pontos de amostragem do solo e de águas subterrâneas na área de estudo. (Fonte: Google Earth/2011)

As amostras sólidas deformadas obtidas durante a perfuração das sondagens na área de aterro do lodo e na área de controle foram coletadas com o auxílio do trado manual (Figura 19), seguindo como critério a observação de alteração na litologia, textura e coloração do material. Em campo foram feitas descrições macroscópicas do material coletado, que resultaram em perfis de cada poço.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos transparentes apropriados, lacrados e rotulados para a descrição do material e realização de vários tipos de análises em laboratório. Após a sondagem e coleta de cada amostra, realizava-se a higienização do trado com lavagem, utilizando-se água destilada.

As amostras sólidas foram codificadas com a nomenclatura Fxy: **F** = sondagem/furo/poço; **x** = número da sondagem/furo/poço (x =1, 2, 3, 4, 5, 5a, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12,13, 16); e **y** = profundidade da coleta da amostra (y = A, B, C, D, E, F, G, H).




Figura 19 – (a) Sondagem com o trado manual tipo Holandês na área de estudo e; (b) coleta de amostras sólidas.

Foi recolhido um total de 64 amostras sólidas, das quais 61 amostras provenientes dos furos implantados na área de estudo de depósito do lodo, e 3 amostras foram coletadas na área de controle. Em laboratório esse material foi deixado em ambiente seco e isento de contaminação, para secagem a temperatura ambiente, sendo posteriormente realizada a descrição em função da coloração e textura.

As profundidades das sondagens foram variadas, e foram orientadas pelos levantamentos geofísicos. As profundidades dos poços foram limitadas pelo nível freático,

atendendo as necessidades de coleta de amostras de água subterrânea, chegando, em alguns pontos, até aproximadamente 6 m de profundidade.

Na Tabela 7 e 8 estão apresentados os dados de poços de monitoramento e na Figura 18 estão localizados os pontos de coleta do material sólido, águas subterrâneas e superficiais. Os pontos com designação F1 à F16 representam pontos onde foi recolhido o material sólido e as águas subterrâneas. O termo Rio e Vertedouro estão ligados a pontos de coleta de águas superficiais localizados nos corpos d'água que circundam o aterro do lodo de ETA, e serviram de pontos referenciais da qualidade da água na área, por não apresentarem influência direta do lodo depositado.

Tabela 8 - Descrição dos poços de monitoramento.

| pontos de amostragem | data | long.(W) | lat.(S) | altitude(m) | profundidade (m) |
|---|---|---|---|---|---|
| F1 | 04/12/2012 | 046°17'18,0" | 23°34'10,5" | 744,0 | 5,9 |
| F2 | 04/12/2012 | 046°17'10,4" | 23°34'11,4" | 744,0 | 6,2 |
| F5a | 05/12/2012 | 046°17'10,2" | 23°34 04,7" | 741,0 | 4,0 |
| F6 | 05/12/2012 | 046°16'53,5" | 23°34'10,5" | 741,0 | 3,0 |
| F7 | 09/04/2014 | 046°17'10,1" | 23°34'13,0" | 742,0 | 5,4 |
| F8 | 09/04/2014 | 046°17'0,9,3" | 23°34 10,9" | 748,0 | 4,6 |
| F9 | 09/04/2014 | 046°17'0,8,2" | 23°34'11,0" | 745,0 | 4,6 |
| F10 | 09/04/2014 | 046°17'09,9" | 23°34'10,2" | 745,0 | 5,0 |
| F11 | 10/04/2014 | 046°17'07,4" | 23°34'10,2" | 743,0 | 5,0 |
| F12 | 10/04/2014 | 046°17'13,3" | 23°34'11,1" | 744,0 | 5,0 |
| F13 | 10/04/2014 | 046°17'12,4" | 23°34'10,0" | 745,0 | 5,0 |
| F16 | 10/04/2014 | 046°17'13,9" | 23°34'06,4" | 740,0 | 3,65 |

Os poços foram revestidos com tubos de PVC Geomecânico de 2 polegadas de diâmetro, 1 m de filtro do mesmo material com ranhuras apropriadas para a granulometria local. Os espaços anelares entre o tubo e o furo foram preenchidos com pré-filtro de granulometria adequada (areia média a grossa), sendo que na porção acima do pré-filtro alguns centímetros foram preenchidos com bentonita, e, acima deste, solo retirado dos mesmos furos nas sondagens. Na parte superior do tubo foi instalada tampa rosqueável (*Cap*)

na boca do poço, para impedir entrada de objetos estranhos (Figura 20). A Figura 21 mostra o esquema construtivo do poço de monitoramento instalado.




Figura 20 – (a) Tubos de PVC com a extremidade vedada com a tampa de PVC e filtro ranhurado; (b) instalação do poço de monitoramento; (c) poço de monitoramento instalado.

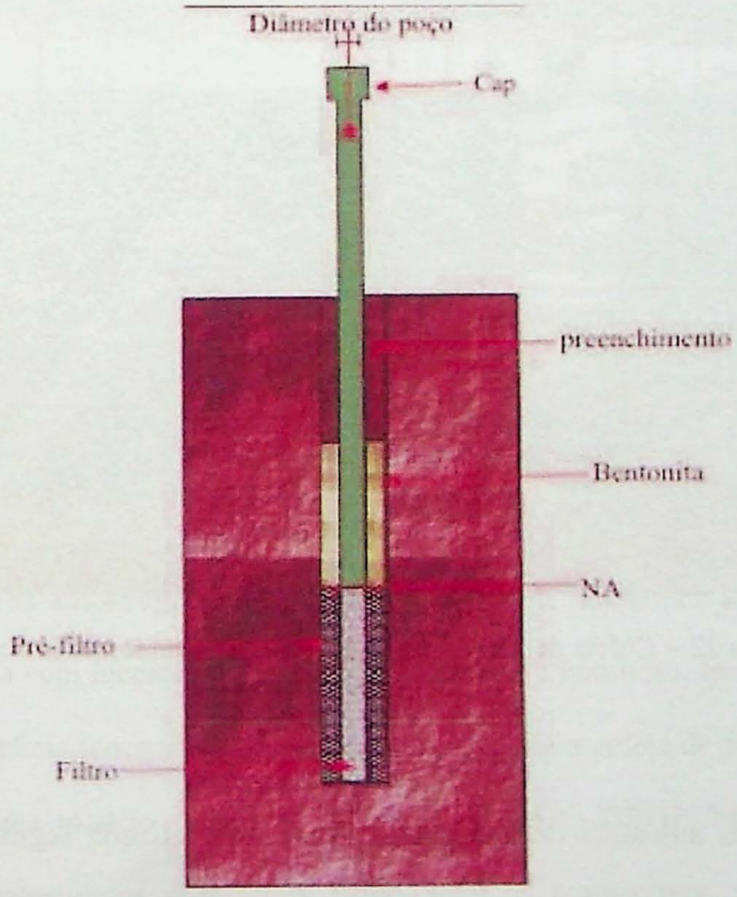



Figura 21 - Esquema construtivo do poço de monitoramento.

***a.3) Amostragem dos materiais sólidos, água subterrânea e superficial***

As amostras sólidas consistiram em lodo *in natura* e resíduo coletado nos poços implantados no aterro.

A amostragem de lodo *in natura* foi realizada no setor de estocagem e deposição de lodo (SADL) da SABESP, onde o lodo produzido pela ETA, e relacionado à produção de água de 2014 (não existe controle do lodo estocado) é depositado após retirada do excesso de água, e organizado em leiras cobertas, onde amostraram-se as leiras C1, C2 e D2 (Figura 22).

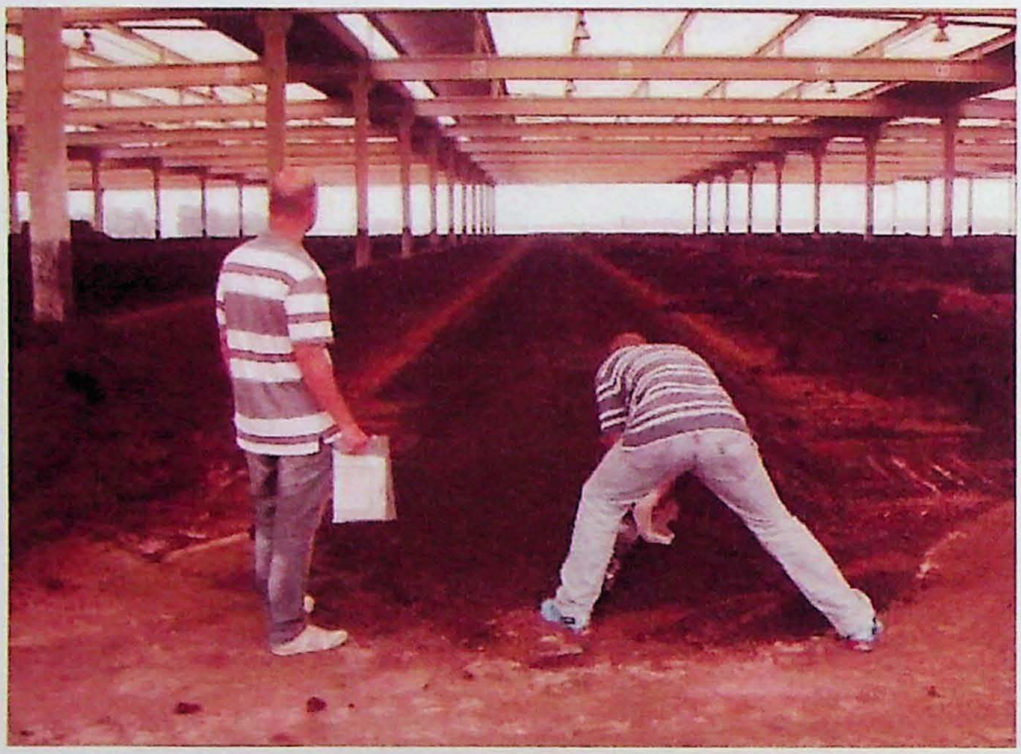


Figura 22 – Coleta de lodo *in natura* depositado em leiras de secagem na ETA Taiaçupeba, SP.

A coleta das amostras de água subterrânea foi realizada seguindo-se a norma NBR 13.895 (ABNT, 1997), adaptada da lei 6.410 da CETESB (1988). Coletaram-se amostras de água subterrânea e água superficial em duplicata em dois períodos distintos: no mês de abril de 2014 e no mês de novembro de 2014.

Foram coletadas amostras de água subterrânea nos poços F1, F2, F5a, F7, F8, F9, F10, F11, F12, F13 e F16, como pontos que sofrem influência direta ou indireta do lodo depositado; amostras no poço F6, que representa área sem influência do resíduo, e pressupõe-se seja representativo da água subterrânea em condições naturais; e amostras de águas superficiais, em um ponto do canal do vertedouro da barragem de Taiaçupeba e um ponto do antigo leito do rio Taiaçupeba.

A purga dos poços foi realizada entre 3 a 5 dias que antecediam as coletas, removendo-se no mínimo três vezes o volume da água estagnada (que não pode ser representativa da qualidade da água subterrânea do local) existente nos poços de coleta.

O volume esgotado foi calculado usando a equação abaixo:

$$V = \pi . r^2 . H$$

Onde:

$H$ - Comprimento da coluna de água;

$V$ - Volume de água em metros cúbicos ou litros;

$r$ - Raio do poço em centímetros.

Quando da amostragem de água para as análises, inicialmente realizou-se a medição do nível de água com medidor de nível elétrico sonoro e luminoso, tendo como referência da medição a superfície topográfica. Em sequência, foi feita a coleta de águas subterrâneas com bomba peristáltica modelo Geopump Modelo 51350032 - GEOPUMP, CE, SÉRIES II. A seguir foram mensurados parâmetros físico-químicos temperatura, pH, Eh (potencial de óxido-redução), condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), com a utilização de uma sonda multiparâmetros da marca Hanna Instruments, modelo HI 9828. A Figura 23 mostra algumas etapas de amostragem de águas subterrâneas.

Em cada ponto de amostragem foram recolhidas duas alíquotas, armazenadas em frascos de polietileno de 150 mL. As amostras para determinação de cátions foram filtradas *in situ* com membrana *Millipore* de 0,45 μm de porosidade, sendo descartado o filtro após cada procedimento. Posteriormente foram aciduladas com 4 gotas de ácido nítrico ($HNO_3$ - P.A.) até atingir pH igual a 2. As amostras de água para análise de ânions não receberam conservante ácido, tampouco foram filtradas.

Todas as amostras foram armazenadas e transportadas em caixas térmicas com gelo, até ao laboratório onde foram preservadas em refrigerador a 4 °C até o momento da análise.




Figura 23 - (a) Medição do nível d'água; (b) higienização da trena elétrica com água destilada; (c) coleta de amostra com *bailer*; (d) filtragem da água; (e) leitura dos parâmetros físico-químicos *in situ*.

O estabelecimento de duas campanhas amostragem de água objetivou o registro nas duas estações do ano hidrológico, analisando-se ânions e cátions, e os parâmetros físico–químicos, de forma a estabelecer se o lodo instalado na área apresentava potencial de deterioração da qualidade do solo e das águas subterrâneas e superficiais, direta e indiretamente. Tais procedimentos poderiam auxiliar a detectar alterações significativas nesses parâmetros, correlacionáveis com eventual lixiviação e infiltração dos poluentes.

Para estabelecer o grau de comprometimento do aquífero freático na área de disposição do lodo (influência direta) e nas áreas circunvizinhas próximas (influência indireta), os dados obtidos foram comparados aos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo (CETESB/2014); Resolução CONAMA nº 357/05 alterada pela Resolução CONAMA nº 430/2011; Resolução CONAMA nº 396/2008.

**b) Atividades pós-campo**

***b.1) Preparação das amostras***

As amostras sólidas (lodo *in natura* e resíduo do aterro) foram levadas, primeiramente, para o laboratório de preparação de amostras do IGc/USP e mantidas à temperatura ambiente, em local fresco e arejado, deixando-as estendidas em bandejas de polietileno e protegidas para evitar contaminação por agente externo.

Após a secagem, as amostras foram homogeneizadas manualmente, destorroadas e separadas em frações, por quarteamento, para cada procedimento analítico. As alíquotas separadas foram enviadas para o Laboratório de Solo da ESALQ/USP e para o laboratório de Sedimentologia do Departamento de Geologia Sedimentar do IGc/USP.

As frações moídas até 200 *mesh* foram separadas para análises químicas por fluorescência de raios-X, para elementos maiores e traços; espectroscopia ao Infravermelho

com transformada de Fourier (IVTF); Difratometria de raios X (DRX) e microscopia eletrônica de varredura (MEV).

Após a coleta, as amostras de água devidamente acondicionadas, foram levadas para o Laboratório de Hidrogeoquímica II, do Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas – CEPAS-IGc/USP, para análise de ânions (fluoreto, cloreto, nitrito, brometo, nitrato, fosfato, sulfato) por Cromatografia Iônica, aparelho Dionex ICS-90. Amostras de água foram separadas para irradiação no IPEN/CNEN e posterior análise para alguns metais (Al, Pb, Zn, Mn e Fe). As amostras para análise de cátions (Al, Pb, Zn, Mn e Fe) foram encaminhadas ao laboratório credenciado Analytical Technology – Serviços Analíticos e Ambientais Ltda., certificado NBR ISO/IEC 17.025.

***b.2) Caracterização físico-química das amostras sólidas***

Determinação granulométrica - textural

A análise textural-granulométrica das amostras de solo provenientes dos poços teve por objetivo auxiliar o entendimento das propriedades físicas e químicas do solo, assim como a caracterização do comportamento do lodo em ambiente aéreo em contato com aquífero freático.

A textura das partículas é uma das principais características dos solos, dada a sua estreita relação com a fixação de íons e moléculas, retenção de água, manifestação de forças físicas de adesão e coesão e troca catiônica. O termo "textura" é empregado para definir o tamanho relativo das partículas do solo. A separação e quantificação dessas partículas, segundo suas dimensões, correspondem à análise granulométrica que pode ser efetuada por peneiramento e por sedimentação (HYPOLITO *et al.*, 2011).

A determinação textural-granulométrica das amostras coletadas durante as sondagens foi realizada em 64 amostras, com o objetivo de definir o percentual da fração areia, silte e

argila. As análises foram realizadas pela conjugação dos métodos de peneiramento e pipetagem, descritas em Suguio (1973). O método de peneiramento foi utilizado para determinar a fração grossa (> 0,062 mm de diâmetro), enquanto a pipetagem para a fração fina (< 0,063 mm) no Laboratório de Sedimentologia do IGc/USP. A sequência da análise textural-granulométrica está presente na Figura 24.

A análise da distribuição granulométrica por pipetagem e peneiramento foi efetuada a partir de 60 g de amostra pesada em balança de precisão, colocada em béquer, e posteriormente em estufa por 24 h para secagem. Após secagem, as amostras foram novamente pesadas para determinação da umidade.

Na sequência, adicionou-se aproximadamente 1 g de pirofosfato de sódio, e o volume do béquer foi completado com água destilada até 200 mL, agitando-se por 5 a 10 min com rotação entre 10.000 e 12.000 rpm. Após esse tempo todo o material foi desagregado em almofariz, com pistilo de borracha, e transferido para uma proveta de 1000 mL, na qual foi completado o volume com água destilada.

O material da proveta graduada de 1.000 mL foi colocado em suspensão aquosa para a pipetagem utilizando-se agitador manual. Imediatamente após a agitação da proveta, foram retiradas várias amostras de aproximadamente 20 mL do líquido com uma pipeta em intervalos não constantes e profundidades correspondentes ao material a sedimentar naquele momento.

Cada volume retirado por pipetagem foi colocado em recipientes de cerca de 50 mL previamente pesados e marcados, e postos a secar em estufa por até 48 horas à temperatura de 50 - 60° C, ou até total evaporação da água. Os recipientes com material seco foram pesados e os resultados anotados.

Após a coleta de alíquota do material fino por meio de pipetagem, o material sólido restante na proveta foi elutriado para remover o material fino remanescente em suspensão,

lavado e filtrado, e ao final todo o material foi colocado para secagem em estufa à 50 - 60° C por 24 h.

Após esse procedimento, fez-se passar a amostra por um conjunto de 12 peneiras, incluindo o fundo, com aberturas entre 2,00 mm à 0,062 mm, empilhadas com malha decrescente do topo para a base, e agitadas por 30 min. As frações de cada peneira foram recolhidas e pesadas em balança de precisão de quatro dígitos, e cada fração reservada e devidamente cadastrada (número da amostra e respectivo peso).

A classificação textural do material foi feita com base nos diagramas ternários de Shepard (1954) e Flemming (2000) (Figura 25). O diagrama de Flemming (2000) define uma classificação para sedimentos lamosos, por meio de critérios hidrodinâmicos, sendo consideradas duas componentes, areia e lama (silte + argila). O diagrama de Shepard, ao contrário da classificação de Flemming, permite resultados puramente descritivos, não existindo quaisquer preocupações com critérios hidrodinâmicos.

Segundo Silva e Isaac (2002) o lodo de ETA é caracterizado como um fluido não-newtoniano, volumoso e tixotrópico, apresentando-se em estado gel quando em repouso e relativamente líquido quando agitado.



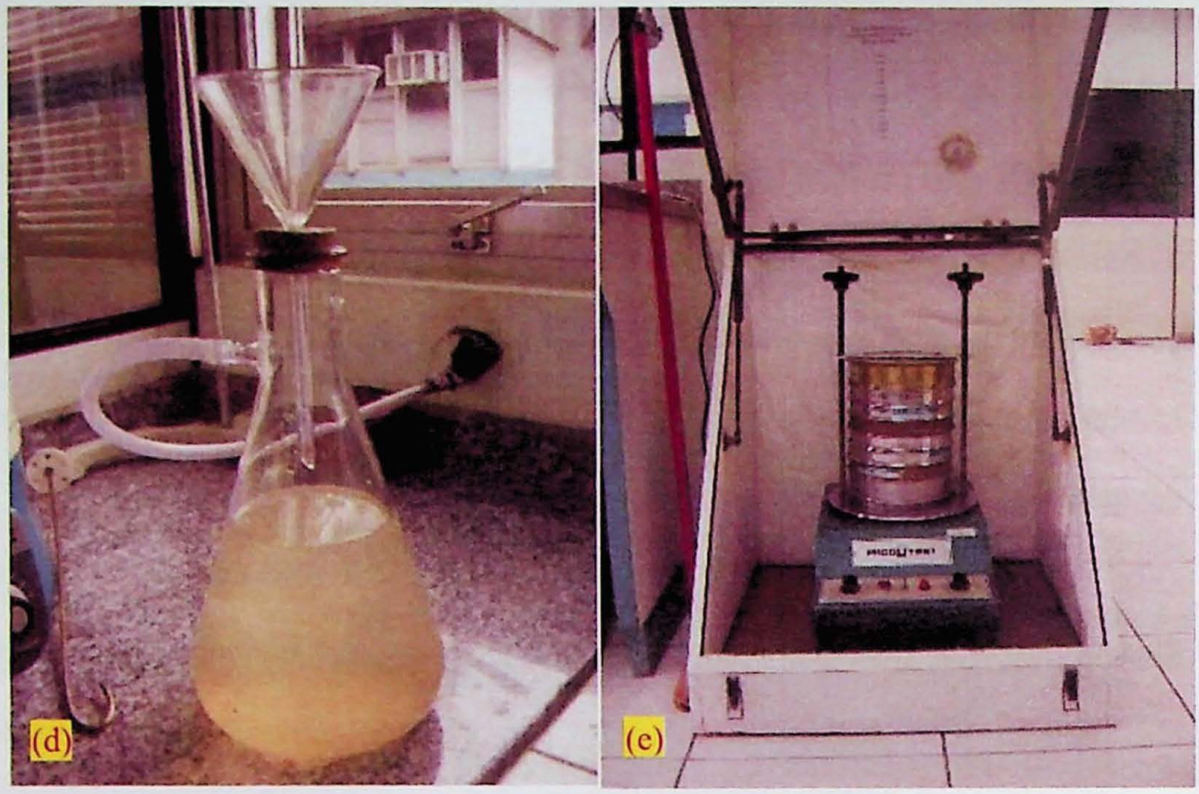



Figura 24 - (a) Provetas de 1000 mL contendo água destilada e amostra desagregada; (b) coleta do material (pipetagem); (c) Transferência da amostra para o funil de elutriação; (d) material para filtragem do material elutriado; (e) conjunto de peneiras montados sobre vibrador na caixa para amortecimento de ruído e vibração.

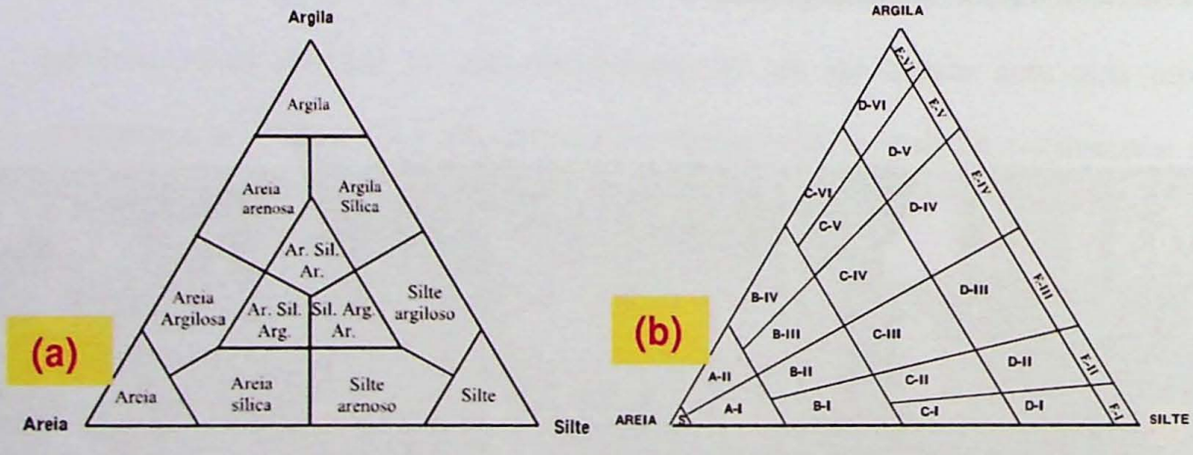



Figura 25 – (a) Diagrama de Shepard (1954); (b). Diagrama de Flemming (2000).

Determinação de $pHH_2O$ e pHKCl, Matéria Orgânica e Capacidade de Troca de Cátions (CTC)

As determinações de pH em $H_2O$ e em KCl, cátions trocáveis (Mg, Ca, K), acidez potencial (H+Al), Al trocável, P, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica (CTC), foram realizadas no Laboratório de Fertilidade de Solos da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queirós (ESALQ), conforme os métodos preconizados no manual de Análise Química de Solo da EMBRAPA (EMBRAPA, 1999).

A CTC é expressa em termos de quantidade de carga que os coloides podem reter por unidade de peso ou volume (LOPES e GUILHERME, 2004). No Estado de São Paulo os resultados são apresentados em $mmol_c\ dm^{-3}$ (milimols de carga por decímetro cúbico de solo) do material seco.

O CTC depende da espécie e quantidade de argila e matéria orgânica, superfície específica e do pH (LOPES e GUILHERME, 2004).

Os cátions que estão adsorvidos aos coloides não são "presos" com a mesma intensidade, sendo, pois, passíveis de serem "trocados", seguindo uma série preferencial. Para cada tipo de solo há uma série preferencial. Entretanto, em um sentido bem amplo, a energia de ligação do cátion ao coloide aumenta com a valência e com o grau de hidratação do cátion, dentre outros fatores. O hidrogênio é exceção à regra, pois, apesar de ser monovalente, apresenta uma ligação por covalência muito rígida, além da eletrostática.

As reações de troca variam em função da temperatura, da concentração dos íons adsorvidos e trocáveis, dimensões das partículas em solução (raio iônico) e das partículas dos coloides com suas cargas superficiais.

Dentre os diferentes substratos geoquímicos que compõem os solos e sedimentos, os mais importantes são aqueles que apresentam a capacidade de reter/adsorver em sua superfície e concentrar cátions. Os argilominerais, os óxi-hidróxidos de Fe e Mn, as

substâncias húmicas, sulfetos e coloides são componentes do solo que apresentam tais características.

A CTC "total" considera todos os cátions permutáveis do solo ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $K^{+}$, $H^{+}$ + $Al^{3+}$). No entanto, o $H^{+}$ só é retirado da superfície de adsorção por reação direta com hidroxilas ($OH^{-}$) originando água (RONQUIM, 2010):

$$H^{+} + OH^{-} \rightarrow H_2O$$

A CTC "efetiva" é denominada quando não se considera o íon $H^{+}$ ($Ca^{2+}$ + $Mg^{2+}$, $K^{+}$, $Al^{3+}$).

A soma de bases trocáveis (SB) de um solo, argila ou húmus representa a soma dos teores de cátions permutáveis, exceto $H^{+}$ e $Al^{3+}$ ($SB = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+}$) (RONQUIM, 2010).

A CTC é influenciada pela espécie e quantidade de argila e matéria orgânica no solo, e também é fortemente alterada pelo pH do meio. A influência do pH do meio na CTC será tanto maior, quanto maior for a presença de espécies de minerais de argila com dominância de cargas dependentes de pH, e ou, matéria orgânica que, praticamente, só apresenta esta característica (LOPES e GUILHERME, 2004).

Em solos com alto teor de matéria orgânica, como o lodo de ETA, a influência de minerais argilosos pode ser considerada negligenciável, se comparada à das substâncias húmicas. Em solos com conteúdo orgânico baixo, húmus pode ser um fator importante na troca catiônica se o conteúdo argiloso também for baixo (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

O pH é a medida mais simples feita no solo, mas, sem dúvida, de grande importância. Ele reflete um conjunto complexo de reações no sistema solo-solução e é muito útil quando associado a propriedades do solo, como o estado em que se encontram as bases.

Para as amostras coletadas na área de estudos o pH foi determinado conforme CAMARGO *et al.*, (1986), misturando-se 10 mL da amostra de solos a 25 mL de água

destilada. Para o pH em KCl 1N, 10 $cm^3$ da amostra de solo foram misturadas a 25 mL de KCl 1N. Em sequência, a solução foi agitada por quinze minutos, e, após trinta minutos, foi feita a leitura. Nos níveis dos perfis aonde foi indicada a presença de lodo associado, observa-se uma tendência a valores de pH mais baixos em relação àquelas amostras sem lodo.

A capacidade de troca catiônica foi determinada em pH 7 (T), calculada pela soma de bases (Ca, Mg, e K) e acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$). As bases foram extraídas por resina trocadora e $H^+ + Al^{3+}$, separadas com solução 1N de acetato de cálcio (pH 7) e tituladas com solução padrão de NaOH (0,025 M). Os íons cálcio e magnésio são determinados por espectrofotometria de Absorção Atômica de Chama e o potássio por Fotometria de Chama.

Caracterização Química das amostras sólidas por Fluorescência de Raios-X (FRX)

As amostras de solo, de resíduo e de lodo *in natura* foram submetidas à análises químicas por fluorescência de rios-X (FRX) com a finalidade de determinar a composição de elementos maiores e traços.

Estas análises foram realizadas no Laboratório de Química do IGc/USP a partir das pastilhas prensadas e fundidas analisadas no espectrômetro de Fluorescência de Raios-X Philips modelo PW 2400 (Figura 25).

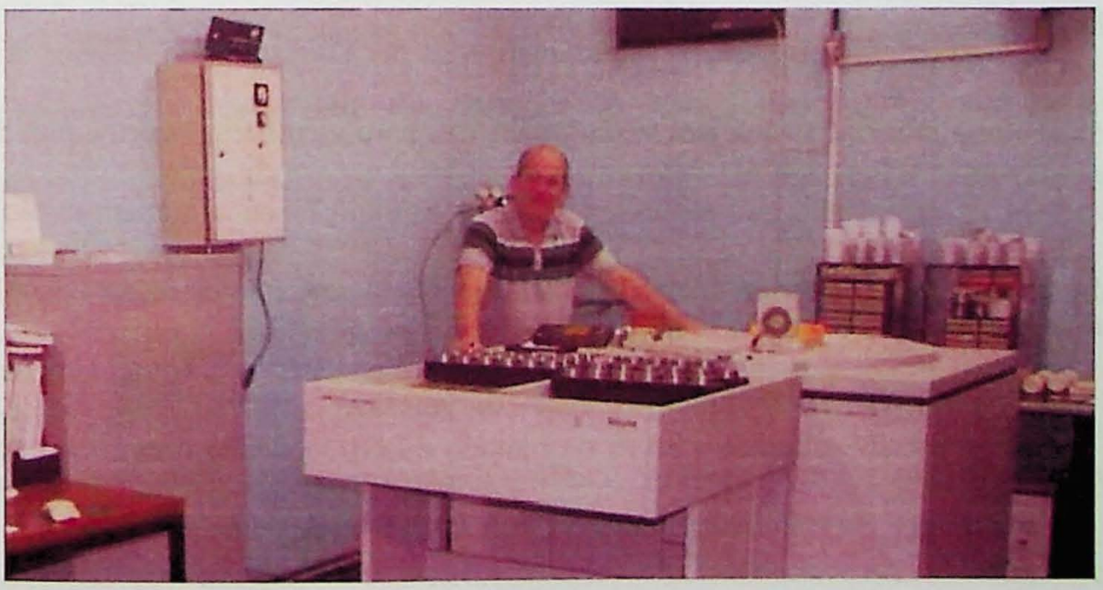


Figura 26 – Imagem do equipamento de Fluorescência de Raios-X –Philips modelo PW2400.

Caracterização das amostras sólidas por Espectrometria de Infravermelho com Transformada de Fourier (IVR), Difratometria de Raios-X (DRX), e Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

A espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (IVTR) é uma ferramenta que permite analisar a natureza química, reatividade e arranjo estrutural de grupos funcionais contendo oxigênio; a presença de proteínas e carboidratos; e a eficiência do processo de purificação da amostra quanto a contaminantes como argila, metais e sais (STEVENSON, 1982).

A amostra do polímero utilizado no processo de tratamento de água na ETA Taiaçupeba (poliacrilamida) foi hidratada e seca a 40ºC. Após secagem, a amostra foi pulverizada em almofariz de ágata para análise por espectroscopia de infravermelho com Transformada de Fourier - IVTR.

A amostra do polímero foi caracterizada com o objetivo da identificação e verificação da presença desse composto em amostras de lodo *in natura* da ETA, e compará-las com amostras do solo coletadas na área de disposição do lodo (aterro).

Os minerais que compõem os solos desempenham papel fundamental no comportamento da biodisponibilidade dos contaminantes.

As amostras pulverizadas foram analisadas por Difratometria de raios-X (DRX) como análise complementar às análises granulométricas, para identificar as principais fases minerais presentes nas amostras, que pudessem impedir a poluição ou a contaminação dos recursos hídricos. As amostras foram analisadas no Laboratório de Caracterização Tecnológica – LCT, do Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo da Escola Politécnica da USP.

O estudo foi efetuado através do método do pó, mediante o emprego de difratômetro de raios X, marca PANalytical, modelo X'Pert PRO com detector X'Celerator.

A identificação das fases cristalinas foi obtida por comparação do difratograma da amostra com os bancos de dados PDF2 do ICDD - International Centre for Diffraction Data (2003) e PAN-ICSD – PANalytical Inorganic Crystal Structure Database (2007).

As condições de análise para a obtenção dos difratogramas foram: tubo de Cu, energia 45mA 40kV, faixa angular 4-70° (2theta), passo angular 0,02°, com tempo /passo de 50 s, totalizando 26 minutos de análise por amostra.

Para análise micromorfológicas do material sólido estudado (resíduo do aterro e lodo) foi aplicada a técnica de microscopia eletrônico de varredura (MEV). As amostras para a observação em microscópio eletrônico de varredura, i*n natura,* foram impregnadas em uma fita de carbono e recobertas com platina.

O MEV utilizado foi o QUANTA 600 da Empresa FEI, com detector de EDS (Energy Dispersive Systems) da Bruker, operado pelo Laboratório de Caracterização Tecnológica – LCT, do Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo Escola da Politécnica da USP (LCT-EPUSP).

### b.3) Caracterização das Amostras de Águas

Análises físico-químicas e químicas das amostras de água (cátions e ânions)

As variáveis físico-químicas; pH, Eh, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), salinidade e temperatura das amostras de água foram determinadas no campo utilizando-se o multiparâmetros portátil da Hanna Instruments, modelo HI 9828, previamente calibrado com as respectivas soluções.

No laboratório de Hidrogeoquímica do Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas – CEPAS, no IGc/USP, nas amostras de água não filtradas e não aciduladas foram determinados os ânions (fluoreto, cloreto, nitrato, brometo, nitrito, sulfato e fosfato de

dihidrogênio), através do método de cromatografia de íons, utilizando o aparelho da marca Dionex (modelo ICS 90).

Os cátions (alumínio, bário, estrôncio, chumbo, cádmio, zinco, cobre, níquel, cromo, manganês, ferro, lítio, sódio, potássio, magnésio e cálcio) foram determinados pelo método de espectrometria de emissão com plasma indutivo (ICP-AES) no Laboratório Analytical Technology Serviços Analíticos e Ambiental Ltda., com acreditação ABNT NBR ISSO/IEC 17025, ISSO 140001 e OHSAS 18001. O nitrogênio amoniacal total (mg/L) foi determinado pelo método SM21-4500-NH3 E (SE Electrometric), também no Laboratório da Analytical Technology Serviços Analíticos e Ambiental Ltda.

Irradiação das amostras de água para o diagnóstico de metais tóxicos – Processo de Oxidação Avançada - POA

O método Processo de Oxidação Avançada (POA) foi aplicado em algumas amostras de água subterrânea para destruição (mineralização) ou remoção de matéria orgânica presente.

No processo analítico a matéria orgânica dissolvida em água pode causar interferência na quantificação dos metais pesados, a ponto de mascarar o resultado, devido à grande afinidade que existe entre ambos.

Na radiação ionizante, a água irradiada forma radicais livres e/ou elétrons (e-aq, $^{\cdot}OH$, $^{\cdot}H$, $H_2$, $H_2O_2$, $H_3O^+$) que em contato com a matéria orgânica podem modificá-la ou ionizá-la (WAITE, 1996).

O objetivo de utilização do método foi verificar o efeito da radiólise (dissociação de molécula por radiação) como pré-tratamento analítico de amostras de água de poços de monitoramento, seguida do diagnóstico para metais tóxicos, e utilizar como parâmetro comparativo com os métodos tradicionalmente utilizados para dosagem de metais.

A degradação radiolítica em ambientes poluídos é uma prática recente para tratamento de águas naturais, águas poluídas e efluentes de diferentes origens. Altas taxas de energia produzem na água: hidróxido (OH), hidrogênio (H) e/ou elétron dissolvido ($e_{aq}$) (BRAILE *et al.*, 1979; CLELAND *et al.*, 1998)(Figura 26).

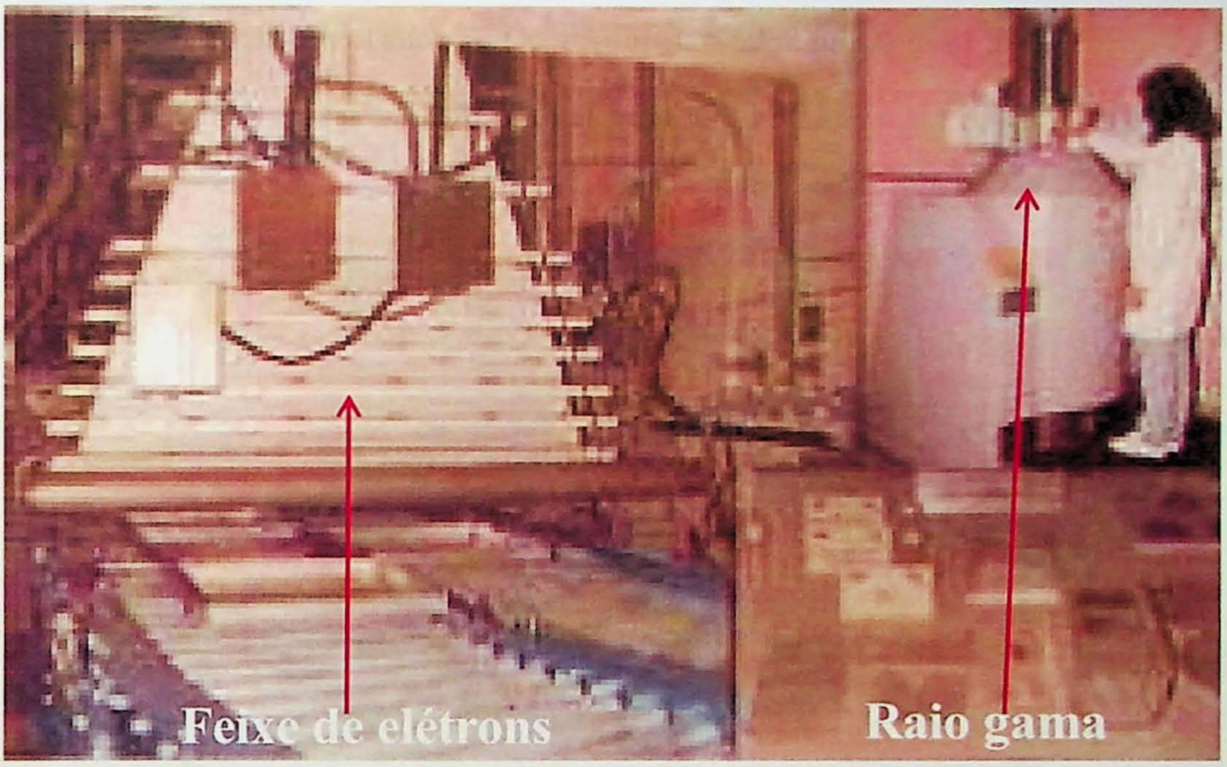



Figura 27 – Equipamentos de degradação radiolítica ou radiação ionizante: Acelerador de feixe de elétrons (Dynamitron) e reator de emissão de raios gama (Gammacell-220).

Várias são as vantagens do processo de irradiação: é simples, rápido e sem geração de efluente; é eficiente na destruição de compostos orgânicos; a taxa de reação é bem conhecida, uma vez que os equivalentes redutores gerados por radiação estão bem definidos; e o agente de redução (H, OH, por exemplo) é gerado uniformemente no processo.

As amostras foram irradiadas no laboratório de química do Centro de Tecnologia das Radiações (CRT) do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN). A preparação de amostras consistiu em transferi-las para frascos de vidro com capacidade de 100 ml. Os tubos de vidro ficaram em disposição simétrica à fonte de radiação de modo a receber a dose o mais

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS - USP
– BIBLIOTECA –
T5820

uniformemte possível, uma vez que, no dispositivo gammacell-220, as amostras ficam circundadas por barras radioativas de $^{60}Co$, como mostra a Figura 28.

A irradiação foi realizada à temperatura ambiente (25°), a partir da fonte Gammacell ($^{60}Co$), com a taxa de dose máxima de 1,5 kGy/h, na dose de absorção única de 20 kGy. Após a radiação, as amostras foram analisadas quimicamente no Laboratório São Lucas Análises Ambientais Ltda, pelo ICP-OES para determinar-se os teores do alumínio, zinco, manganês, ferro e chumbo.

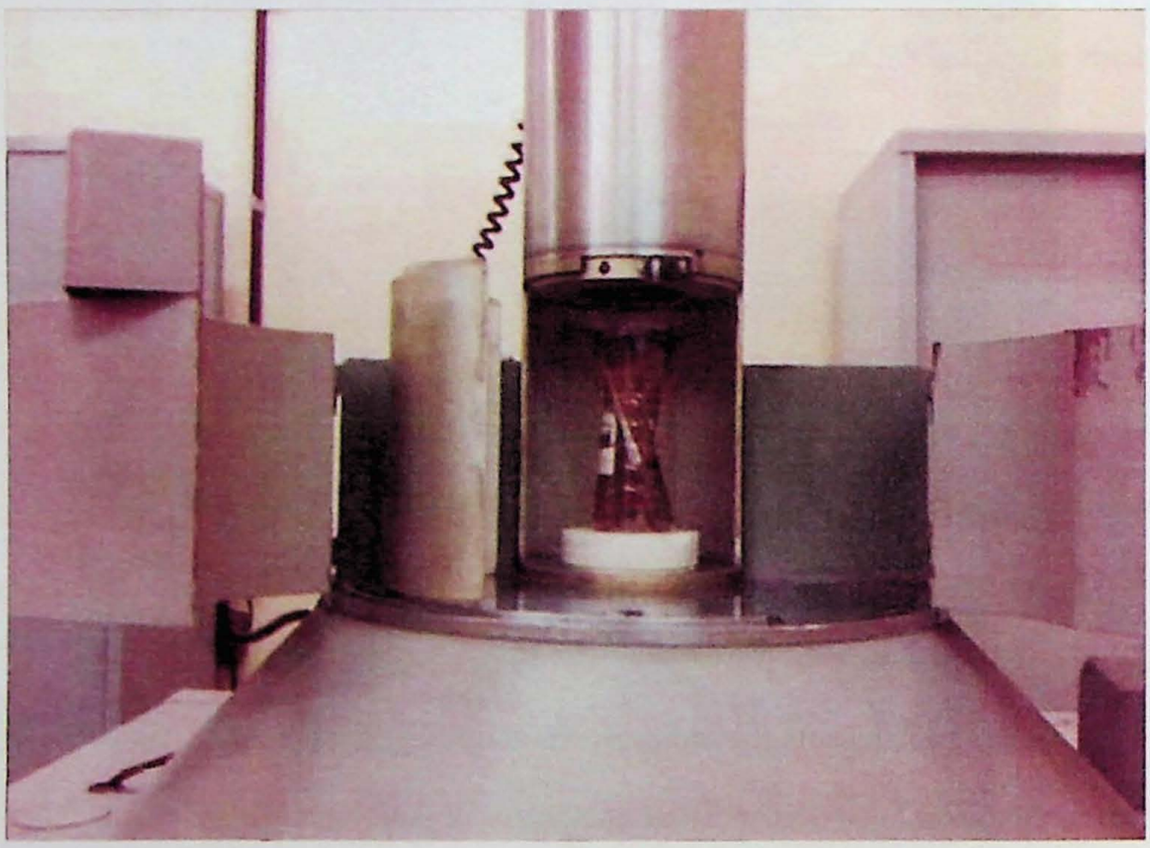


Figura 28 – Posicionamento das amostras no Gammacell-220.

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÕES.

Os resultados obtidos a partir do levantamento geofísico, monitoramento e análises de águas subterrâneas e superficiais, bem como das análises do material sólido (resíduo do aterro, e lodo *in natura*), foram organizados em tabelas, gráficos, diagramas e mapas gerados por diferentes programas (*Excel, IP2Win, Origin 9,1 e Surfer* 8.0). A interpretação desses resultados foi feita por comparação com os Valores Orientadores de Referência (VRQ) e/ou Valores Máximos Permitidos (VMP) adotados pela legislação ambiental federal: Resolução CONAMA 357/2005 alterada pela Resolução CONAMA 430/2011); Resolução CONAMA nº 396/2008 e nos VRQ estabelecidos pelo órgão ambiental estadual de São Paulo (CETESB/2014). A Figura 29 mostra a área estudada.



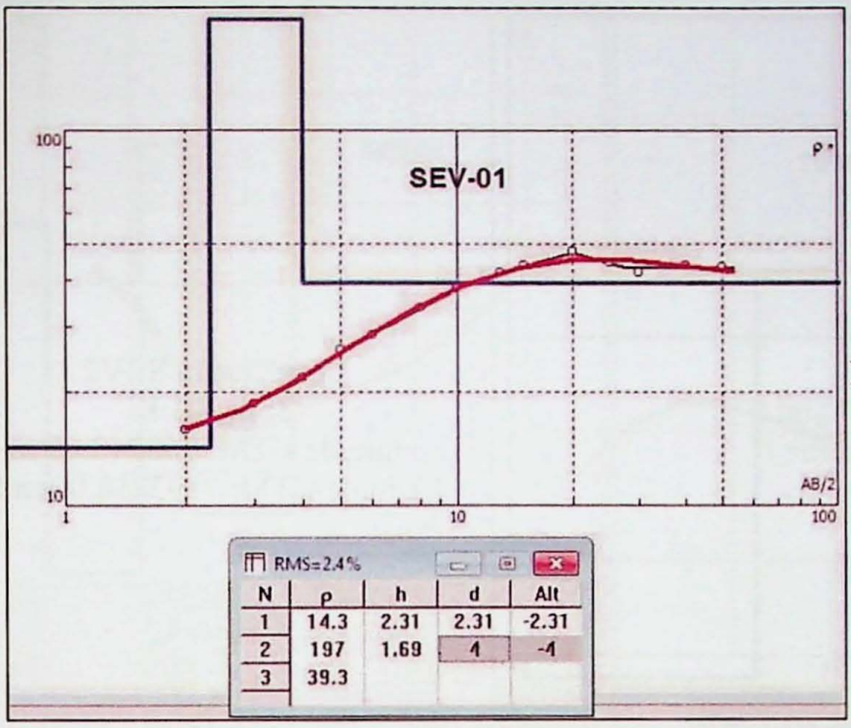

Figura 29 - Distribuição espacial dos pontos de amostragem de solos, águas subterrâneas e superficiais na área de estudo. (Fonte: Google earth® modificado /2011).

**a) Levantamento Geofísico**

Os resultados obtidos do levantamento de eletrorresistividade foram dispostos em gráficos bi logarítmicos, sendo representados nos eixos das abscissas a distância em metros (AB/2), e no eixo das ordenadas os valores da resistividade aparente ($\rho_a$). O programa *IP2Win* foi utilizado na inversão e modelamento dos dados de resistividades das SEV's, o qual fornece o número de camadas e suas resistividades aparente.

As Figuras 30, 31, 32 e 33 representam curvas das sondagens elétricas verticais SEV1 a SEV4 realizadas na área estudada. A interpretação das SEV's resultou em modelos de camadas geoelétricas, como será descrito a seguir:

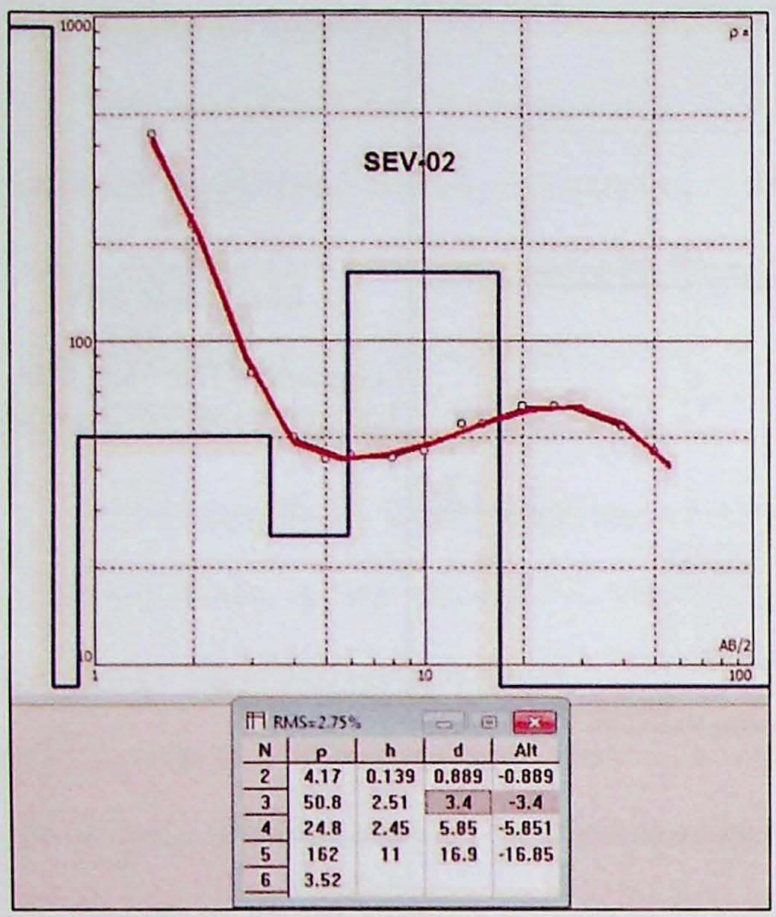
SEV 01 como se vê na Figura 30, o melhor ajuste é obtido para um modelo de três camadas ($\rho1<\rho2>\rho3$), de acordo com as características apresentadas na mesma figura. Assim, a camada mais superficial apresenta uma resistividade de 14,3 Ω.m e uma espessura de 2,31 m. Segue-se uma camada de resistividade superior (197 Ω.m) que se prolonga até aos 4 m de profundidade, possuindo, portanto, uma espessura de 1,69 m. Subjacente a esta, surge uma camada menos resistiva (39,3 Ω.m), que se mantém pelo menos até a profundidade máxima atingida pela sondagem de 50 m. O nível de água estava aos 4 m de profundidade.




Localização SEV1
Zone: 23 K
Longitude UTM: 368845.00 m E
Latitude UTM: 7392849.00 m S

Figura 30 - Resultados da modelação dos dados da SEV1.

SEV 02 - A segunda sondagem realizada (Figura 31) ajusta-se a um modelo de quatro camadas, no qual a camada mais superficial, de 2,51 m de espessura, apresenta valores de resistividade de 50,8 Ω.m. Segue-se, em profundidade, uma camada de resistividade mais baixa (24,8 Ω.m) associada ao nível do freático e que apresenta uma espessura de 2,45 m. Na camada seguinte verifica-se um aumento da resistividade (162 Ω.m) e apresenta uma espessura de 11 m. Por último, é definida uma camada que apresenta 3,52 Ω.m de resistividade, prolongando-se desde os 11 m até, pelo menos, ao final da profundidade da sondagem.



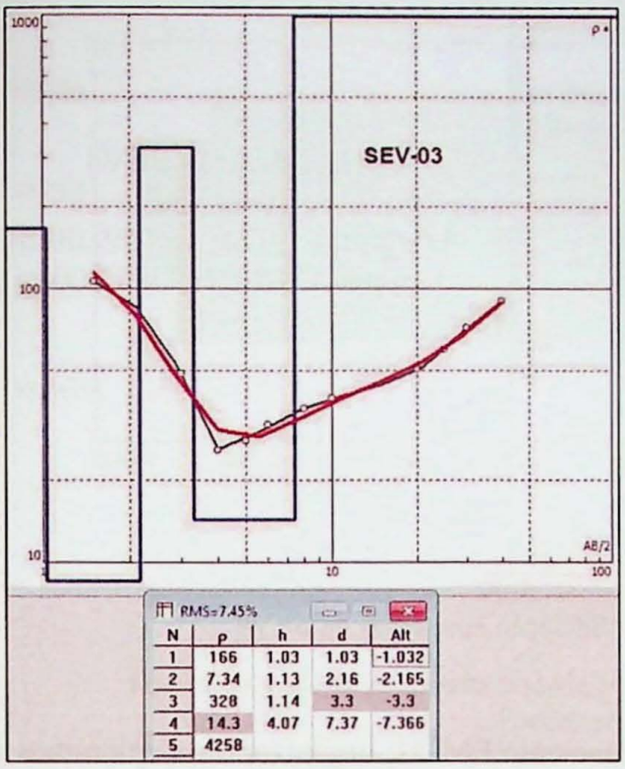

| N | ρ | h | d | Alt |
|---|---|---|---|---|
| 2 | 4.17 | 0.139 | 0.889 | -0.889 |
| 3 | 50.8 | 2.51 | 3.4 | -3.4 |
| 4 | 24.8 | 2.45 | 5.85 | -5.851 |
| 5 | 162 | 11 | 16.9 | -16.85 |
| 6 | 3.52 | | | |

Localização SEV2
Zone: 23 K
Longitude UTM: 368748.00 m E
Latitude UTM: 7392856.00 m S

Figura 31 - Resultados da modelação dos dados da SEV2.

A SEV3 (Figura 32) é constituída de cima para baixo, por 5 camadas ($\rho1>\rho2<\rho3>\rho4<\rho5$) não saturadas e saturadas. A primeira camada de espessura 1,03 m, apresenta valores de resistividade de 166 Ω.m. Segue-se uma camada com resistividade inferior (7.34 Ω.m) que se prolonga até 2,16 m. A camada subjacente com 3,3 m de espessura apresenta maior resistividade (328 Ω.m). A quarta camada possui 4,07 m de espessura e resistividade baixa (14,3 Ω.m). E por fim, aparece uma camada mais resistiva de 4.258 Ω.m que se prolonga até o final da sondagem.

A primeira e a terceira camadas são compostas por solo natural provavelmente argilo-arenoso não saturado. A segunda e a quarta são camadas de resíduos sólidos. A água da segunda camada é mais rica em sais dissolvidos que a água que satura a quarta camada. A quinta camada é composta por material com alta resistividade elétrica, provavelmente uma rocha sã. A profundidade do NA foi de cerca de 3,0 m.

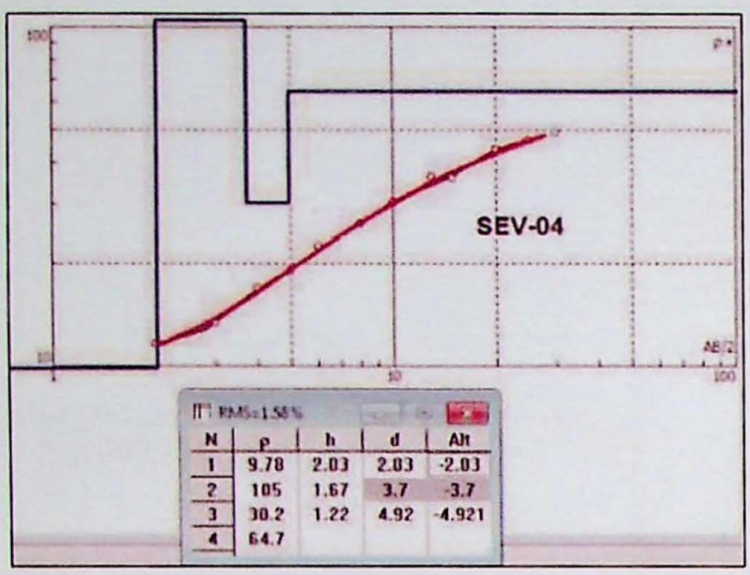



| N | ρ | h | d | Alt |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 166 | 1.03 | 1.03 | -1.032 |
| 2 | 7.34 | 1.13 | 2.16 | -2.165 |
| 3 | 328 | 1.14 | 3.3 | -3.3 |
| 4 | 14.3 | 4.07 | 7.37 | -7.366 |
| 5 | 4258 | | | |

Localização SEV3
Zone: 23 K
Longitude UTM: 368598.00 m E
Latitude UTM: 7392882.00 m S

Figura 32 - Resultados da modelação dos dados da SEV3.

A SEV 4 (Figura 33) encaixa-se em um modelo de quatro camadas. A primeira, de cima para baixo, apresenta uma resistividade baixa (9,78 Ω.m) e tem uma espessura de 2,03 m. Na segunda camada a resistividade aumenta para 105 Ω.m e corresponde a 1,67 m. Na sequência segue a camada de baixa resistividade 30,2 Ω.m de espessura 1,22 m. Finalmente, a última camada, com resistividade 64,7 Ω.m, prolonga-se pelo menos até ao limite da sondagem. O nível de água foi alcançado a profundidade de 3,7 m.




Localização SEV4
Zone: 23 K
Longitude UTM: 368869.00 m E
Latitude UTM: 7392857.00 m S

Figura 33 - Resultados da modelação dos dados da SEV4.

A partir dos dados obtidos com o equipamento EM-31, organizaram-se planilhas *Excel* e foram agrupados para construir mapas de condutividade aparente, para os níveis 3 e 6 m, os quais utilizou-se o programa *Surfer 8.0* para identificar as zonas com maior condutividade.

O mapa para o nível de 3 m foi elaborado com os dados de campo medidos com as bobinas na vertical (dipolo magnético horizontal), e para o nível de 6 m, com as bobinas na horizontal (dipolo magnético vertical).

Os resultados obtidos pelo EM-31 com leitura a 3 m e 6 m de profundidade na área de estudo estão apresentados nas Figuras 34 e 35. Com as seções de condutividade obtidas para todos os perfis de condutividade realizados foi possível identificar zonas com valores anômalos de resistividade.

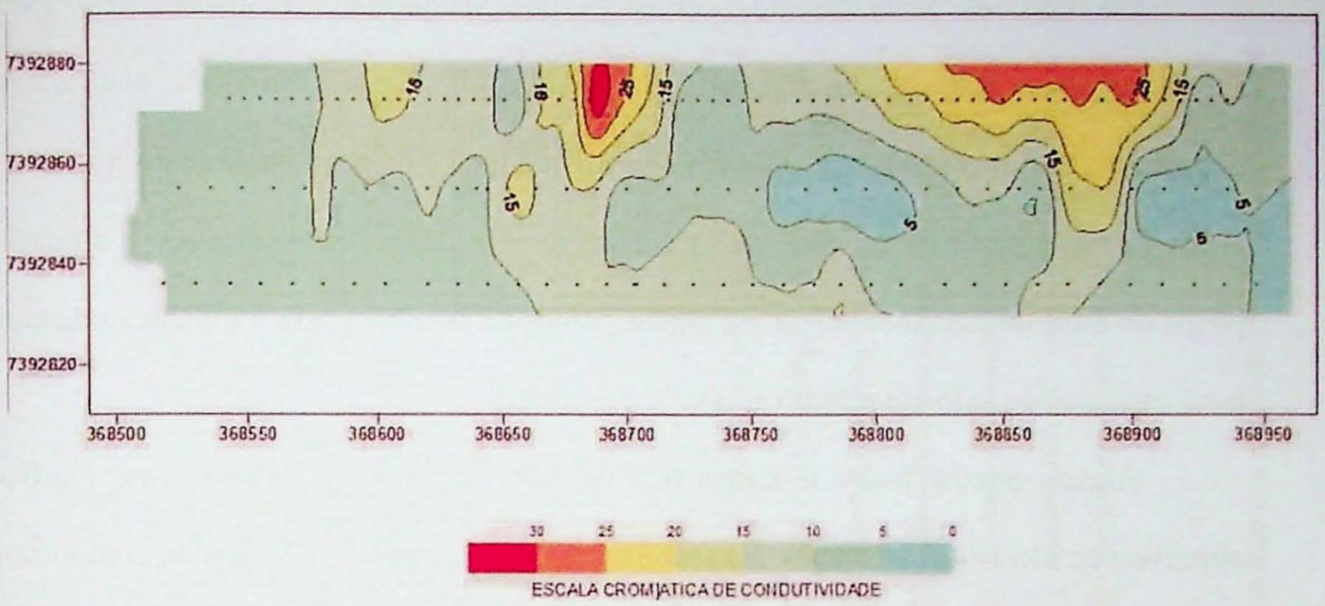



Figura 34 - Mapa de Condutividade Elétrica Aparente do campo horizontal (EM-31).
Pacote profundo de 0 a 3 m.

O mapa de condutividade elétrica aparente do pacote raso possibilita observar os limites do depósito de lodo, que são caracterizados pelos maiores valores de condutividade aparente. O mapa mostra também que a borda leste do depósito apresenta os valores mais elevados (acima de 25 mS/m).

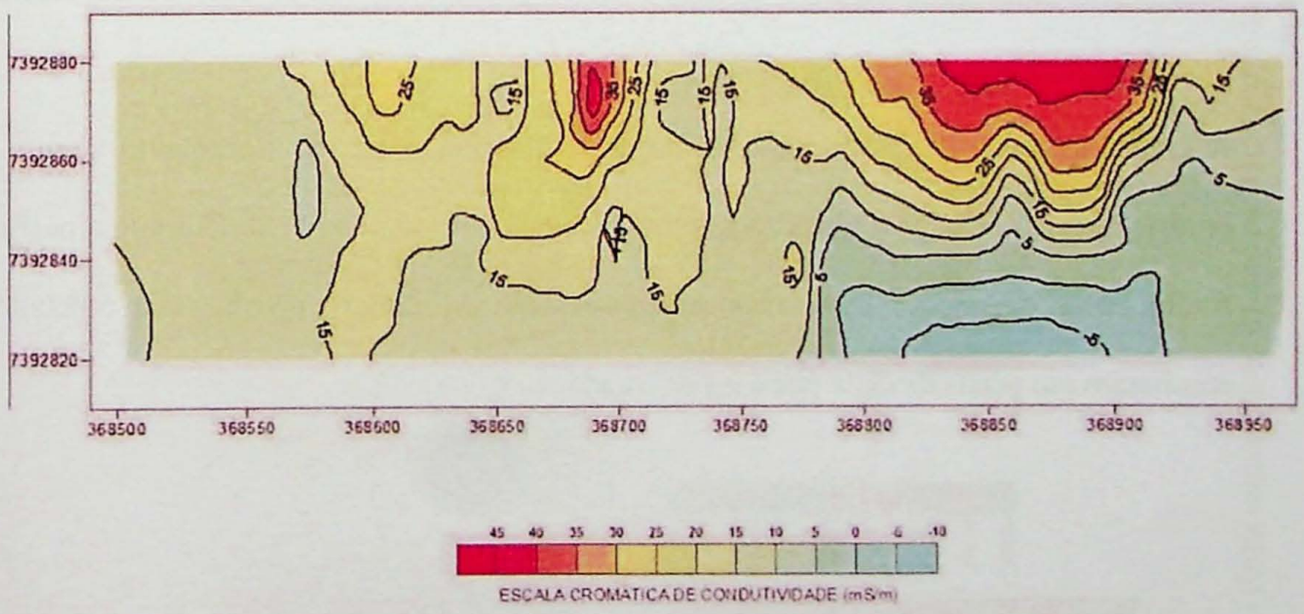



Figura 35 - Mapa de Condutividade Elétrica Aparente do campo vertical (EM-31).
Pacote profundo de 0 a 6 m.

De fato, os levantamentos geofísicos por Sondagem Elétrica Vertical (SEV) e Eletromagnética (EM-31), auxiliaram na identificação dos setores do aterro onde o lodo foi depositado, assim como a espessura das camadas de lodo e da profundidade do nível de água. Desta forma, a partir da aplicação das técnicas, conjuntamente, estabeleceu-se a alocação dos poços de monitoramento, embora em alguns pontos da área houvesse a indicação de camadas mais espessas de lodo em relação à terra de cobertura.

Alguns pontos foram alocados fora da área coberta pelo levantamento geofísico, e objetivou-se identificar se o lodo, em face à viscosidade do material, típico do comportamento de fluído newtoniano, poderia ter se transferido para pontos fora do dique. Na porção em direção ao maciço da barragem, o ponto F7 não indicou a presença de lodo, porém, no ponto F5a e F16 a presença de lodo foi indicada, mesmo os pontos estando fora da área presumida para o aterro.

**b) Material Sólido (resíduo coletado no aterro e lodo *in natura*)**

***b.1) Descrição macroscópica e análise textural-granulométrica do resíduo do aterro e do lodo in natura***

A amostragem do resíduo durante a instalação dos poços de monitoramento seguiu como critério a observação de alterações na litologia e/ou coloração do perfil. Durante a perfuração, foram feitas descrições macroscópicas (observação de campo) do material coletado, que resultaram em perfis de cada poço, representadas na Figura 36.




Figura 36 – Perfis esquemáticos do solo na área, a partir da descrição do material retirado para implantação dos poços de monitoramento (o poço F5 foi descartado por apresentar risco de solapamento).

Os resultados da análise textural-granulométrica estão apresentados na Tabela 9, estabelecidos em percentuais e o valores obtidos foram plotados em diagrama triangular de Flemming (2000) e diagrama de Shepard (1954) (Figura 37).

Tabela 9 - Resultados textural-granulométricos do resíduo e lodo *in natura*.

| Sondagem | Amostra | Prof. (m) | Fração granulométrica (%) | | | Classificação Textural | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Areia | Silte | Argila | Flemming (2000) | Shepard (1954) |
| F1 | F1-A | 0,0–0,8 | 28,41 | 49,04 | 22,55 | Lama arenosa siltosa | Silte arenoso |
| | F1-B | 0,8–2,4 | 35,94 | 41,08 | 22,98 | Lama arenosa siltosa | Silte arenoso |
| | F1-C | 2,4–2,7 | 36,19 | 20,28 | 43,53 | Lama arenosa argilosa | Argila arenosa |
| | F1-D | 2,7–2,8 | 54,57 | 14,77 | 30,66 | Areia argilosa | Argila arenosa |
| | F1-E | 2,8–3,4 | 23,41 | 44,28 | 32,31 | Lama levemente arenosa siltosa | Silte argilosa |
| | F1-F | 3,4–4,5 | 54,05 | 17,52 | 28,43 | Areia argilosa | Areia argilosa |
| F2 | F2-A | 0,0–0,6 | 21,96 | 43,86 | 34,18 | Lama levemente arenosa siltosa | Silte argiloso |
| | F2-B | 0,6–1,8 | 16,97 | 39,49 | 43,54 | Lama levemente arenosa argilosa | Argila siltosa |
| | F2-C | 1,8–2,4 | 32,96 | 38,84 | 28,2 | Lama arenosa siltosa | Silte arenoso |
| | F2-D | 2,4–2,8 | 15,69 | 26,84 | 57,47 | Lama levemente arenosa argilosa | Argila siltosa |
| | F2-E | 2,8–3,0 | 14,3 | 23,62 | 62,08 | Lama levemente arenosa argilosa | Argila siltosa |
| | F2-F | 3,0-3,1 | 13,32 | 10,77 | 75,91 | Lama levemente arenosa muito argilosa | Argila arenosa |
| | F2-G | 3,1–5,0 | 19,31 | 36,37 | 44,32 | Lama levemente arenosa argilosa | Argila siltosa |
| | F2-H | >5,0 | 79,7 | 10,49 | 9,81 | Areia levemente siltosa | Areia siltosa |
| F3 | F3-A | 0,0–0,8 | 27,7 | 50,72 | 21,58 | Lama arenosa siltosa | Silte arenoso |
| | F3-B | 0,8–4,3 | 10,48 | 11,68 | 77,84 | Lama levemente arenosa muito argilosa | Argila siltosa |
| | F3-C | >4,3 | 14,16 | 9,27 | 76,57 | Lama levemente arenosa muito argilosa | Argila arenoso |
| F4 | F4-A | 0,0–0,6 | 15,88 | 60,22 | 23,9 | Lama levemente arenosa siltosa | Silte argiloso |
| | F4-B | 0,6–3,4 | 29,25 | 52,33 | 18,42 | Lama arenosa siltosa | Silte arenoso |
| | F4-C | >3,4 | 20,15 | 26,14 | 53,71 | Lama levemente arenosa argilosa | Argila siltosa |
| F5 | F5-A | 0,0–0,4 | 1,43 | 43,46 | 55,11 | Argila siltosa | Argila siltosa |
| | F5-B | 0,4–1,0 | 19,41 | 41,59 | 39 | Lama levemente arenosa siltosa | Silte argiloso |
| | F5-C | 1,0–4,0 | 23,17 | 32,42 | 44,41 | Lama levemente arenosa argilosa | Argila siltosa |
| | F5-D | >4,0 | 1,42 | 29,31 | 69,27 | Argila siltosa | Argila siltosa |
| F5a | F5a-A | 0,0–0,2 | 0,46 | 47,41 | 52,13 | Argila siltosa | Argila siltosa |
| | F5a-B | 0,2–0,4 | 16,71 | 41,19 | 42,1 | Lama levemente arenosa argilosa | Argila siltosa |
| | F5a-C | >0,4 | 11,24 | 43,72 | 45,04 | Lama levemente arenosa argilosa | Argila siltosa |
| F6 (furo de controle) | F6-A | 0,0–0,2 | 78,21 | 5,69 | 16,1 | Areia levemente argilosa | Areia argilosa |
| | F6-B | 0,2–0,6 | 7,33 | 9,22 | 83,45 | Areia argilosa | Areia argilosa |
| | F6-C | >0,6 | 56,97 | 19,09 | 23,94 | Areia argilosa | Areia argilosa |

Continuação da Tabela 9 Resultados textural-granulométricos do resíduo e lodo *in natura*.

| Sondagem | Amostra | Prof. (m) | Fração granulométrica (%) | | | Classificação Textural | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Areia | Silte | Argila | Flemming (2000) | Shepard (1954) |
| F7 | F7-A | 0,0-3,6 | 12,32 | 55,92 | 31,76 | Areia siltosa | Areia siltosa |
| | F7-B | 3,6-4,8 | 47,89 | 28,99 | 23,12 | Lama arenosa argilosa | Argila arenosa |
| | F7-C | 4,8-5,4 | 70,24 | 12,21 | 17,54 | Lama levemente arenosa muito argilosa | Argila siltica |
| F8 | F8-A | 0,0-1,2 | 26,63 | 19,56 | 53,81 | Lama siltosa ligeiramente arenosa | Silte argiloso |
| | F8-B | 1,2-2,0 | 24,36 | 29,09 | 46,56 | Lama arenosa siltosa | Silte arenoso |
| | F8-C | 2,0-4,0 | 64,04 | 16,29 | 19,66 | Lama muito argilosa ligeiramente arenosa | Argila siltica |
| | F8-D | 4,0-4,6 | 13,81 | 66,92 | 19,27 | Areia siltosa | Areia siltica |
| F9 | F9-A | 0,0-1,0 | 6,58 | 9,44 | 83,98 | Lama extremamente siltosa e ligeiramente arenosa | Silte |
| | F9-B | 1,0-2,6 | 2,54 | 14,44 | 83,02 | Lama extremamente siltosa e ligeiramente arenosa | Silte |
| | F9-C | 2,6-4,0 | 62,5 | 19,46 | 18,04 | Lama muito argilosa ligeiramente arenosa | Argila arenosa |
| | F9-D | 4,0-4,6 | 21,47 | 64,67 | 13,86 | Areia argilosa | Areia argilosa |
| F10 | F10-A | 0,0-1,4 | 25,98 | 18,22 | 55,8 | Lama siltosa ligeiramente arenosa | Silte argiloso |
| | F10-B | 1,4-4,0 | 40,93 | 33,09 | 25,98 | Lama arenosa argilosa | Argila siltica arenosa |
| | F10-C | 4,0-5,0 | 31,1 | 39,46 | 29,44 | Lama arenosa siltosa | Areia siltica argiloso |
| F11 | F11-A | 0,0-1,0 | 25,61 | 13,56 | 60,83 | Lama siltosa ligeiramente arenosa | Silte argiloso |
| | F11-B | 1,0-2,4 | 14,7 | 15,93 | 69,37 | Lama muito siltosa e ligeiramente arenosa | Silte arenoso |
| | F11-C | 2,4-3,0 | 49,74 | 4,25 | 46,01 | Lama argilosa ligeiramente arenosa | Argila arenosa |
| | F11-D | 3,0-3,4 | 56,3 | 22,9 | 20,8 | Lama argilosa ligeiramente arenosa | Argila arenosa |
| | F11-E | 3,4-4,0 | 67,16 | 17,01 | 15,83 | Lama muito argilosa ligeiramente arenosa | Argila arenosa |
| | F11-F | 4,0-5,0 | 37,17 | 24,12 | 38,71 | Lama siltosa ligeiramente arenosa | Silte argiloso |
| F12 | F12-A | 0,0-1,6 | 20,95 | 15,75 | 63,3 | Lama muito siltosa e ligeiramente arenosa | Silte argiloso |
| | F12-B | 1,6-1,8 | 42,38 | 24,65 | 32,96 | Lama argilosa ligeiramente arenosa | Argila siltica |
| | F12-C | 1,8-2,4 | 52,63 | 17,28 | 30,09 | Lama argilosa ligeiramente arenosa | Areia siltica |
| | F12-D | 2,4-4,7 | 68,22 | 3,19 | 28,6 | Argila siltosa | Argila siltica |
| | F12-E | 4,7-5,0 | 32,62 | 55,46 | 11,92 | Areia argilosa | Areia argilosa |
| F13 | F13-A | 0,0-1,0 | 38,43 | 6,38 | 55,19 | Lama siltosa ligeiramente arenosa | Silte argiloso |
| | F13-B | 1,0-1,8 | 52,95 | 23,08 | 23,97 | Lama argilosa ligeiramente arenosa | Argila siltica |
| | F13-C | 1,8-2,4 | 64,19 | 15,71 | 20,1 | Lama muito argilosa ligeiramente arenosa | Argila siltica |
| | F13-D | 2,4-3,2 | 63,56 | 15,47 | 20,97 | Lama muito argilosa ligeiramente arenosa | Argila siltica |
| | F13-E | 3,2-4,8 | 50,66 | 28,03 | 21,32 | Lama arenosa argilosa | Argila arenosa |
| | F13-F | 4,8-5,0 | 38,99 | 37,9 | 23,11 | Lama arenosa argilosa | Argila arenosa |
| Lodo | C2 | | 44,64 | 2,79 | 52,57 | Silte argilosa | Silte argiloso |
| | C3 | | 24,4 | 14,16 | 61,44 | Lama levemente arenosa siltosa | Silte argiloso |
| | D2 | | 35,49 | 13,48 | 51,02 | Lama levemente arenosa siltosa | Silte argiloso |

Segundo o diagrama de classificação textural de Shepard, as análises indicam misturas com predominância de argila. Enquanto que, na classificação de Flemming, apesar das variações texturais observadas, notou-se uma distribuição clara das amostras analisadas na faixa que se estende entre 25 e 75% de argila, com amostras concentradas nos tipos *lama levemente arenosa* (75 - 95% lama) da ordem de 50%, variando entre as classes *lama levemente siltosa* (D-III), *lama levemente arenosa argilosa* (D-IV) e *lama levemente arenosa muito argilosa* (D-V); 20% das amostras são do tipo *lama arenosa* (50 - 75% lama), variando entre as classes *lama arenosa siltosa* (C-III) e *lama arenosa argilosa* (C-IV); 13% das amostras são do tipo a*reia lamosa* (25-50 % lama), classe *areia argilosa* (B-III); 10% dos sedimentos são do tipo *lama* (> 95% lama) classe *argila siltosa* (E - IV); 7% das amostras são do tipo a*reia levemente lamosa* (5-25% lama), classes areia levemente siltosa e areia levemente argilosa, A-II e A-I respetivamente (Flemming).

A análise textural por Shepard indica composição principalmente argilosa, porém, a partir de Flemming, observa-se que as amostras apresentam granulometria muito fina, da ordem nanométrica. Com relação as amostras do perfil de controle ou "background" estas são predominantemente arenosas.

A composição textural - granulométrica do lodo *in natura* da ETA Taiaçupeba (Tabela 9) e a classificação de silte argiloso (SHEPARD, 1954) e lama levemente arenosa siltosa (FLEMMING, 2000) estão representadas nos respectivos diagramas (Figura 37).

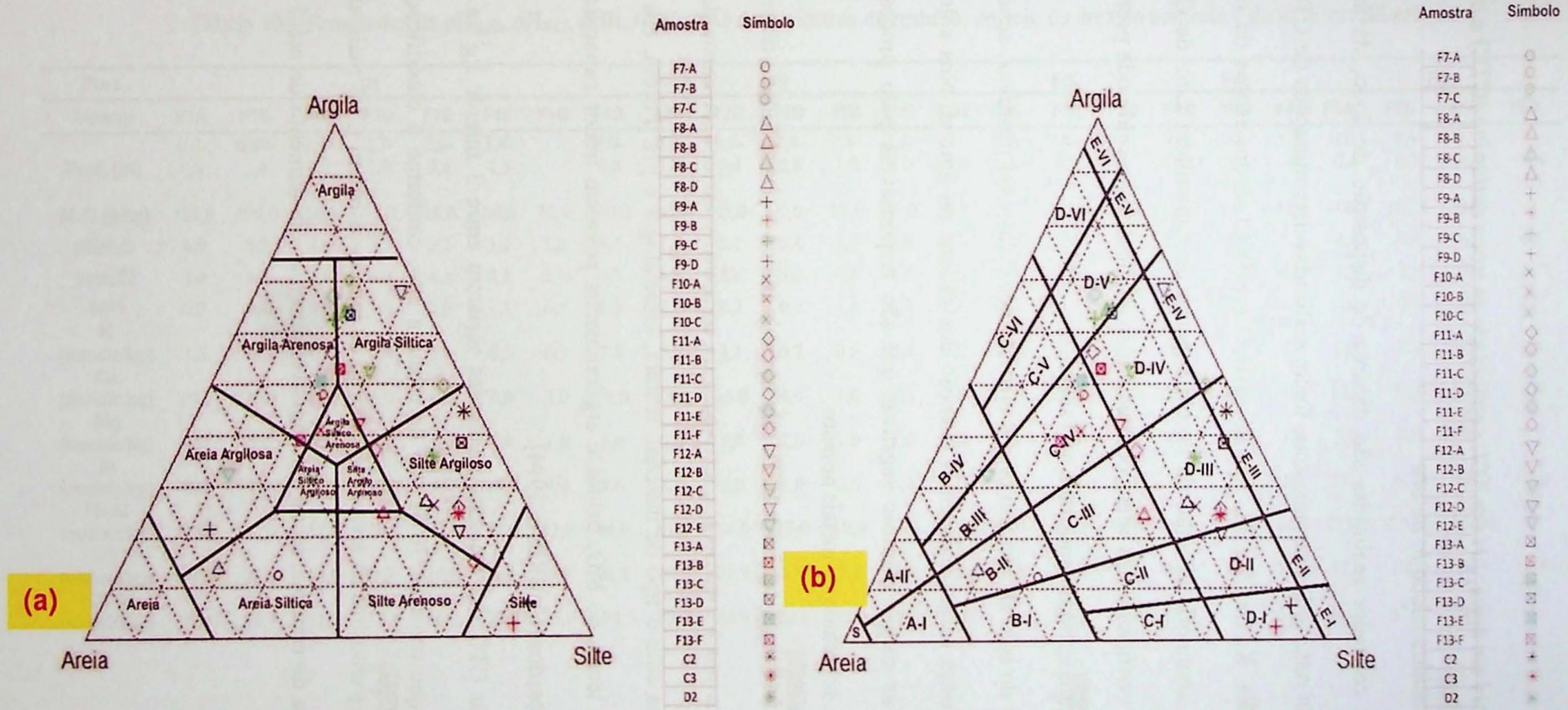



Figura 37 – Classificação das amostras de resíduo e lodo *in natura* a partir das análises granulométricas (a) diagrama ternário de Shepard (1954); (b) diagrama triangular de Flemming (2000).

***b.2) Resultados de pH em água; pH em KCl; capacidade de troca catiônica (CTC) e matéria orgânica (MO) no resíduo e lodo in natura***

As amostras coletadas analisadas são da área de disposição do lodo, da área de controle e do lodo *in natura*. Dessas amostras, foram realizadas determinações de CTC, dos principais cátions (Na, K, Ca, Mg, H, Al), do $pHH_2O$ e pHKCl, e dos teores da matéria orgânica (MO) no Laboratório de solos da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queirós (ESALQ/USP) para verificarmos as alterações que o lodo adicionado ao solo pode promover. A síntese dos resultados obtidos é mostrada na Tabela 10.

As partículas do solo apresentam cargas elétricas negativas e/ou positivas, sendo que as diferenças entre estas cargas induzem a retenção dos cátions ou ânions. Nos solos, em geral, predominam as cargas elétricas negativas que são responsáveis pelo processo de retenção dos cátions, sobretudo de metais pesados.

A capacidade de troca catiônica (CTC) de um solo indica a possibilidade de redução das perdas de cátions por lixiviação e a inativação de compostos tóxicos. A capacidade de adsorver metais varia com o tipo de material, textura, mineralogia e pH. Porém, em geral, solos com elevados teores de MO, óxidos e argilominerais possuem maior capacidade de retenção de metais pesados (McBRIDE, 1994).

Os valores da CTC das amostras analisadas variaram entre 3 mmolc $kg^{-1}$ a 344,9 mmolc $kg^{-1}$, sendo que cerca de 70 % vão de média a alto, conforme a classificação de Wiethölter (2002). As amostras da área de disposição do lodo apresentam CTC mais elevada que amostras da área de controle, tendo sido possível observar um aumento de até 5 vezes mais.

Tabela 10 – Resultados de $pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$, ΔpH, CTC, MO das amostras de resíduo, do solo da área de controle e de lodo *in natura*

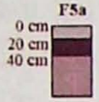
| Furo | F1 | | | | | | | F2 | | | | | | | F3 | | | F4 | | | F5 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Amostra | F1A | F1B | F1C | F1D | F1E | F1F | F1G | F2A | F2B | F2C | F2D | F2E | F2G | F2H | F3A | F3B | F3C | F4A | F4B | F4C | F5A | F5B | F5C | F5D |
| Prof. (m) | 0,0-0,8 | 0,80-2,4 | 2,4-2,7 | 2,7-2,8 | 2,8-3,4 | 3,4-4,5 | | 0,0-0,6 | 0,6-1,8 | 1,8-2,4 | 2,4-2,8 | 2,8-3,0 | 3,1-5,0 | <5,0 | 0,0-0,8 | 0,80-4,3 | <4,3 | 0,0-0,6 | 0,6-3,4 | <3,4 | 0,0-0,4 | 0,4-1,00 | 1,0-4,0 | <4,0 |
| M.O.(g/kg) | 131,0 | 109,0 | 26,0 | 31,0 | 18,0 | 30,0 | 12,0 | 102,0 | 86,0 | 55,0 | 9,0 | 18,0 | 36,0 | 10,0 | 143,0 | 115,0 | 31,0 | 131,0 | 141,0 | 32,0 | 148,0 | 317,0 | 334,0 | 153,0 |
| $pHH_2O$ | 4,9 | 5,2 | 4,8 | 5,5 | 5,2 | 5,2 | 5,2 | 4,8 | 5,0 | 5,1 | 5,8 | 5,9 | 5,6 | 5,5 | 5,0 | 5,4 | 5,6 | 5,4 | 5,2 | 5,8 | 4,5 | 4,4 | 4,3 | 4,6 |
| pHKCl | 4,6 | 4,8 | 4,8 | 4,2 | 4,3 | 4,1 | 4,5 | 4,7 | 4,9 | 4,8 | 5,0 | 4,5 | 4,5 | 4,4 | 4,8 | 5,0 | 4,6 | 5,3 | 5,0 | 4,7 | 3,9 | 3,8 | 3,7 | 3,7 |
| ΔpH | 0,3 | 0,4 | 0,0 | 1,3 | 0,9 | 1,1 | 0,7 | 0,1 | 0,1 | 0,3 | 0,8 | 1,4 | 1,1 | 1,1 | 0,2 | 0,4 | 1,0 | 0,1 | 0,2 | 1,1 | 0,6 | 0,6 | 0,6 | 0,9 |
| K (mmolc/kg) | 1,3 | 0,6 | 0,7 | 0,4 | 1,0 | 0,7 | 0,3 | 2,0 | 0,7 | 1,1 | 0,7 | 0,6 | 0,4 | 0,2 | 0,9 | 1,4 | 0,4 | 0,5 | 1,3 | 1,4 | 1,5 | 2,1 | 0,6 | 0,8 |
| Ca (mmolc/kg) | 29,0 | 25,0 | 11,0 | 2,0 | 6,0 | 4,0 | 3,0 | 14,0 | 23,0 | 16,0 | 4,0 | 1,0 | 2,0 | 2,0 | 17,0 | 20,0 | 2,0 | 23,0 | 24,0 | 8,0 | 13,0 | 14,0 | 11,0 | 6,0 |
| Mg (mmolc/kg) | 4,0 | 3,0 | 4,0 | 1,0 | 5,0 | 1,0 | 1,0 | 5,0 | 4,0 | 5,0 | 2,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 3,0 | 5,0 | 1,0 | 2,0 | 6,0 | 3,0 | 3,0 | 4,0 | 2,0 | 7,0 |
| Al (mmolc/kg) | 4,0 | 2,0 | 1,0 | 18,0 | 4,0 | 14,0 | 4,0 | 4,0 | 2,0 | 2,0 | 1,0 | 2,0 | 6,0 | 5,0 | 2,0 | 1,0 | 4,0 | 1,0 | 1,0 | 2,0 | 57,0 | 67,0 | 66,0 | 67,0 |
| H+Al (mmolc/kg) | 118,0 | 61,0 | 37,0 | 70,0 | 34,0 | 72,0 | 22,0 | 84,0 | 61,0 | 64,0 | 17,0 | 10,0 | 67,0 | 11,0 | 89,0 | 63,0 | 47,0 | 71,0 | 80,0 | 44,0 | 225,0 | 302,0 | 331,0 | 257,0 |
| SB (mmolc/kg) | 34,6 | 28,3 | 14,9 | 3,2 | 12,0 | 6,4 | 4,0 | 21,1 | 27,6 | 21,9 | 5,9 | 2,9 | 3,0 | 3,2 | 20,8 | 25,7 | 3,4 | 26,3 | 31,4 | 11,6 | 17,4 | 20,0 | 14,3 | 14,5 |
| CTC (mmolc/kg) | 153,0 | 89,7 | 51,7 | 73,4 | 46,2 | 78,3 | 26,0 | 105,3 | 89,0 | 85,9 | 22,6 | 12,6 | 69,7 | 14,6 | 110,2 | 88,9 | 50,8 | 97,4 | 111,3 | 55,4 | 241,9 | 321,7 | 344,9 | 271,3 |
| Perfil | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |







Continuação Tabela 10 – Resultados de $pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$, ΔpH, CTC, MO das amostras de resíduo, do solo da área de controle e de lodo *in natura*

| Furo | F5a | | | F6 | | | F7 | | | F8 | | | | F9 | | | | F10 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Amostra | F5aA | F5aB | F5aC | F6A | F6B | F6C | F7A | F7B | F7C | F8A | F8B | F8C | F8D | F9A | F9B | F9C | F9D | F10A | F10B | F10C |
| Prof. (m) | 0,0-0,2 | 0,2-0,4 | <4,0 | 0,0-0,2 | 0,2-0,6 | <0,6 | 0,0-0,4 | 0,4-1,0 | 1,0-4,0 | 0,0-1,2 | 1,2-2,0 | 2,0-4,0 | 4,0-4,6 | 0,0-1,0 | 1,0-2,6 | 2,6-4,0 | 4,0-4,6 | 0,0-1,4 | 1,4-4,0 | 4,0-5,0 |
| M.O.(g/kg) | 125,0 | 333,0 | 484,0 | 16,0 | 7,0 | 20,0 | 6,0 | 15,0 | 5,0 | 153,0 | 107,0 | 13,0 | 26,0 | 245,0 | 236,0 | 10,0 | 9,0 | 138,0 | 38,0 | 21,0 |
| $pHH_2O$ | 4,6 | 4,4 | 4,5 | 5,3 | 5,3 | 5,2 | 6,9 | 6,6 | 7,0 | 5,1 | 6,2 | 6,2 | 5,5 | 4,7 | 6,0 | 6,2 | 6,2 | 5,1 | 5,6 | 5,6 |
| pHKCl | 4,0 | 3,9 | 3,8 | 4,4 | 4,6 | 4,3 | 5,4 | 4,6 | 5,0 | 4,9 | 5,4 | 5,9 | 4,2 | 4,5 | 5,3 | 5,9 | 4,7 | 5,0 | 4,8 | 4,3 |
| ΔpH | -0,6 | -0,5 | -0,7 | -0,9 | -0,7 | -0,9 | -1,5 | -2,0 | -2,0 | -0,2 | -0,8 | -0,3 | -1,3 | -0,2 | -0,7 | -0,3 | -1,5 | -0,1 | -0,8 | -1,3 |
| K (mmolc/kg) | 1,1 | 1,2 | 0,5 | 0,6 | 0,2 | 0,5 | 1,0 | 0,3 | 0,3 | 1,0 | 1,0 | 0,3 | 0,3 | 2,0 | 2,0 | 1,0 | 0,3 | 1,0 | 1,0 | 1,0 |
| Ca (mmolc/kg) | 28,0 | 38,0 | 24,0 | 7,0 | 3,0 | 4,0 | 5,0 | 2,0 | 2,0 | 26,0 | 17,0 | 2,0 | 4,0 | 38,0 | 32,0 | 3,0 | 2,0 | 20,0 | 8,0 | 4,0 |
| Mg (mmolc/kg) | 5,0 | 5,0 | 5,0 | 2,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 3,0 | 5,0 | 1,0 | 1,0 | 5,0 | 8,0 | 1,0 | 1,0 | 4,0 | 3,0 | 3,0 |
| Al (mmolc/kg) | 39,0 | 46,0 | 58,0 | 3,0 | 2,0 | 6,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 2,0 | 1,0 | 1,0 | 4,0 | 5,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 3,0 | 3,0 |
| H+Al (mmolc/kg) | 153,0 | 268,0 | 301,0 | 30,0 | 14,0 | 20,0 | 23,0 | 41,0 | 27,0 | 118,0 | 76,0 | 29,0 | 39,0 | 155,0 | 102,0 | 28,0 | 25,0 | 103,0 | 67,0 | 49,0 |
| SB (mmolc/kg) | 33,8 | 44,7 | 29,5 | 9,4 | 4,2 | 5,7 | 7,0 | 2,0 | 2,0 | 30,0 | 23,0 | 3,0 | 5,0 | 45,0 | 42,0 | 5,0 | 3,0 | 25,0 | 12,0 | 8,0 |
| CTC (mmolc/kg) | 187,3 | 312,2 | 330,3 | 39,2 | 18,2 | 25,9 | 30,0 | 43,0 | 29,0 | 148,0 | 99,0 | 39,0 | 44,0 | 200,0 | 144,0 | 33,0 | 28,0 | 128,0 | 79,0 | 57,0 |
| Perfil |   | | |   | | |   | | |   | | |   | | |   | | |

Continuação Tabela 10 – Resultados de $pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$, ΔpH, CTC, MO das amostras de resíduo, do solo da área de controle e de lodo *in natura*

| Furo | F11 | | | | | | F12 | | | | | F13 | | | | | | F16 | Lodo | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Amostra | F11A | F11B | F11C | F11D | F11E | F11F | F12A | F12B | F12C | F12D | F12E | F13-A | F13-B | F13-C | F13-D | F13-E | F13-F | F16 | C2 | C3 | D2 |
| Prof. (m) | 0,0-1,0 | 1,0-2,4 | 2,4-3,0 | 3,0-3,4 | 3,4-4,0 | 4,0-5,0 | 0,0-1,6 | 1,6-1,8 | 1,8-2,4 | 2,4-4,7 | 4,7-5,0 | 0,0-1,0 | 1,0-1,8 | 1,8-2,4 | 2,4-3,2 | 3,2-4,8 | 4,8-5,0 | | | | |
| M.O. (g/kg) | 211,0 | 186,0 | 14,0 | 37,0 | 13,0 | 63,0 | 163,0 | 26,0 | 22,0 | 22,0 | 13,0 | 140,0 | 32,0 | 45,0 | 22,0 | 28,0 | 17,0 | 303,0 | 139,0 | 295,0 | 241,0 |
| $pHH_2O$ | 4,5 | 5,7 | 6,4 | 6,0 | 6,4 | 5,1 | 4,9 | 6,2 | 6,3 | 6,1 | 5,5 | 4,8 | 5,0 | 5,2 | 5,9 | 5,8 | 5,7 | 4,7 | 6,8 | 6,4 | 6,7 |
| pHKCl | 4,7 | 5,2 | 6,0 | 4,4 | 5,9 | 4,0 | 4,8 | 5,6 | 6,0 | 5,3 | 4,1 | 4,6 | 4,8 | 4,2 | 5,3 | 4,9 | 4,8 | 3,8 | 6,3 | 6,2 | 6,4 |
| ΔpH | +0,2 | -0,5 | -0,4 | -1,6 | -0,5 | -1,1 | -0,1 | -0,6 | -0,3 | -0,8 | -1,4 | -0,2 | -0,2 | -1,0 | -0,6 | -0,9 | -0,9 | -0,9 | -0,5 | -0,2 | -0,3 |
| K (mmolc/kg) | 1,0 | 2,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 2,0 | 1,0 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 2,0 | 5,0 | 5,0 | 3,0 |
| Ca (mmolc/kg) | 21,0 | 25,0 | 4,0 | 5,0 | 4,0 | 18,0 | 23,0 | 24,0 | 27,0 | 11,0 | 2,0 | 27,0 | 7,0 | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 30,0 | 51,0 | 68,0 | 55,0 |
| Mg (mmolc/kg) | 2,0 | 5,0 | 2,0 | 1,0 | 1,0 | 8,0 | 4,0 | 2,0 | 2,0 | 1,0 | 1,0 | 4,0 | 1,0 | 2,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 9,0 | 6,0 | 10,0 | 9,0 |
| Al (mmolc/kg) | 5,0 | 2,0 | 1,0 | 5,0 | 1,0 | 5,0 | 4,0 | <1 | <1 | <1 | 9,0 | 4,0 | 4,0 | 9,0 | <1 | <1 | <1 | 8,0 | <1 | <1 | <1 |
| H+Al (mmolc/kg) | 142,0 | 109,0 | 31,0 | 84,0 | 41,0 | 111,0 | 142,0 | 50,0 | 41,0 | 59,0 | 132,0 | 56,0 | 72,0 | 115,0 | 54,0 | 45,0 | 62,0 | 320,0 | 49,0 | 61,0 | 52,0 |
| SB (mmolc/kg) | 24,0 | 32,0 | 7,0 | 7,0 | 6,0 | 27,0 | 28,0 | 27,0 | 30,0 | 13,0 | 4,0 | 33,0 | 9,0 | 4,0 | 3,0 | 2,0 | 2,0 | 41,0 | 62,0 | 83,0 | 67,0 |
| CTC (mmolc/kg) | 142,0 | 141,0 | 38,0 | 91,0 | 47,0 | 138,0 | 170,0 | 77,0 | 71,0 | 72,0 | 136,0 | 89,0 | 81,0 | 119,0 | 57,0 | 47,0 | 64,0 | 361,0 | 111,0 | 144,0 | 119,0 |
| Perfil |  | | | | | | |  | | | | | |  | | | |  | | | | |

A CTC é influenciada pela espécie e quantidade de argila e matéria orgânica no solo, e também é fortemente alterada pelo pH do meio. A influência do pH do meio na CTC será tanto maior quanto maior for a presença de espécies de minerais de argila com dominância de cargas dependentes de pH, e/ou, matéria orgânica que, praticamente, só apresenta esta característica.

Para solos com alto teor de matéria orgânica, como os lodos de ETA, a influência de minerais argilosos pode ser considerada negligenciável, se comparada à das substâncias húmicas; e em solos com conteúdo orgânico baixo, húmus pode ser um fator importante na troca catiônica se o conteúdo argiloso também for baixo (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001). Desta forma, a CTC mais elevada nas amostras de resíduo está associada tanto à maior quantidade de MO presente, quanto a nanocristalinidade das argilas no material.

Valores baixos de CTC já eram esperados para os materiais da área de controle (F6), já que a textura é arenosa e possui baixo teor de MO se comparado com os materiais dos perfis localizados na área do depósito do lodo.

O pH do solo influencia o comportamento dos metais no solo e muitas transformações químicas no solo. Para soluções ácidas tem-se uma alta concentração do íon $H^+$, que bloqueia a substituição por outros cátions, resultando em uma menor troca catiônica.

As amostras sólidas em todas as profundidades analisadas apresentam um caráter ácido.

De fato, não se pode afirmar que o lodo tenha alguma influência neste aspecto, pois o aquífero freático na área é pouco profundo, e a variação sazonal do nível freático poderia lixiviar substâncias de um nível aos outros, promovendo alterações.

A diferença entre o $pHH_2O$ e o pHKCl resulta em um delta pH ($\Delta pH = pHKCl - pH_2O$). Quando $pHH_2O > pHKCl$ predominam cargas negativas, quando $pHKCl > pHH_2O$ predominam cargas positivas. Entretanto, quando o pH KCl = pH $H_2O$ o número de cargas

negativas e positivas são iguais (ponto de carga zero, ou PCZ). Nessas condições as cargas elétricas de sinais contrários se atraem mutuamente resultando na floculação máxima das argilas. Mas, se esse balanço ainda for próximo a zero, as argilas também tendem a flocular, porém, não no ponto máximo.

Para as amostras analisadas, com exceção da amostra F11A, o ΔpH calculado é negativo. Observa-se uma diminuição do ΔpH com a profundidade, onde tem-se maior presença do lodo misturado ao solo. Nas amostras com presença de lodo o ΔpH, em geral, está mais próximo de zero em relação as demais amostras. Um fator que contribui para a manifestação de cargas negativas predominarem em subsuperficie é a quantidade de matéria orgânica.

### *b.3) Análises químicas do material sólido por fluorescência de raios-X (FRX)*

Os resultados de análises químicas de elementos constituintes do resíduo, do lodo *in natura* e da área controle, coletados na área de estudo, estão apresentados na Tabela 11. Os valores para elementos maiores e menores estão em porcentagem e em ppm para os elementos traços (em vermelho os valores acima das referências da legislação da CETESB/14 - VRQ).

Tabela 11 – Resultados na determinação da composição química de amostras sólidas por FRX. Resultados em (%) e em (ppm ou mg $kg^{-1}$).

| Analito | Unidade | Limite de detecção | Valores orientadores (CETESB, 2014) | | F1A | F1B | F1C | F1D | F1E | F1F | F2A | F2B | F2C | F2D | F2E | F2F | F2G | F2H | F3A | F3B | F3C | F4A | F4B | F4C |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | VRQ | VP | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $SiO_2$ | % | 0,03 | - | - | 28,11 | 34,85 | 49,73 | 73,44 | 67,07 | 74,05 | 33,40 | 34,07 | 51,03 | 45,32 | 36,43 | 33,30 | 91,35 | 16,07 | 32,51 | 36,37 | 21,58 | 22,73 | 49,67 | 41,32 |
| $TiO_2$ | % | 0,003 | | - | 0,945 | 1,181 | 1,404 | 0,833 | 0,990 | 0,764 | 1,095 | 1,455 | 1,147 | 1,728 | 2,057 | 2,211 | 0,398 | 0,82 | 1,462 | 2,128 | 0,724 | 0,924 | 1,490 | 1,84 |
| $Al_2O_3$ | % | 0,02 | - | - | 14,17 | 18,90 | 20,88 | 13,05 | 15,73 | 11,97 | 21,24 | 25,23 | 18,28 | 25,63 | 31,47 | 33,59 | 4,82 | 20,51 | 23,69 | 32,23 | 18,64 | 18,63 | 23,97 | 27,68 |
| $Fe_2O_3$ | % | 0,01 | - | - | 25,87 | 19,85 | 12,61 | 2,50 | 5,95 | 3,88 | 17,43 | 15,38 | 11,26 | 14,51 | 11,60 | 10,44 | 1,37 | 25,77 | 18,44 | 10,71 | 24,73 | 23,25 | 9,46 | 15,22 |
| MnO | % | 0,002 | - | - | 0,615 | 0,376 | 0,086 | 0,029 | 0,06 | 0,046 | 0,251 | 0,229 | 0,172 | 0,016 | 0,022 | 0,022 | 0,015 | 0,45 | 0,246 | 0,023 | 0,434 | 0,500 | 0,06 | 0,03 |
| MgO | % | 0,01 | - | - | 0,07 | 0,08 | 0,08 | 0,06 | 0,31 | 0,12 | 0,08 | 0,05 | 0,12 | 0,08 | 0,01 | 0,01 | 0,13 | 0,05 | 0,07 | 0,01 | 0,06 | 0,08 | 0,09 | 0,05 |
| CaO | % | 0,01 | - | - | 0,19 | 0,21 | 0,05 | 0,00 | 0,02 | 0,01 | 0,11 | 0,14 | 0,11 | <0.01 | <0.01 | <0.01 | 0,01 | 0,19 | 0,16 | 0,01 | 0,29 | 0,36 | 0,04 | <0,01 |
| $Na_2O$ | % | 0,02 | - | - | <0.02 | <0.02 | <0.02 | <0.02 | <0,02 | <0.02 | <0.02 | <0.02 | <0.02 | <0.02 | <0.02 | <0.02 | 0,02 | <0,02 | <0.02 | <0.02 | <0.02 | <0.02 | <0,02 | <0,02 |
| $K_2O$ | % | 0,01 | - | - | 0,39 | 0,43 | 0,54 | 0,43 | 1,32 | 0,68 | 0.61 | 0,46 | 0,69 | 0,73 | 0,16 | 0,10 | 0,46 | 0,32 | 0,47 | 0,10 | 0,37 | 0,44 | 0,72 | 0,57 |
| $P_2O_5$ | % | 0,003 | - | - | 0,307 | 0,213 | 0,078 | 0,051 | 0,06 | 0,065 | 0,232 | 0,162 | 0,119 | 0,067 | 0,073 | 0,079 | 0,032 | 0,33 | 0,168 | 0,072 | 0,307 | 0,300 | 0,08 | 0,07 |
| LOI | % | 0,01 | - | - | 29,52 | 24,23 | 13,44 | 8,46 | 7,73 | 8,13 | 25,12 | 22,22 | 16,29 | 11,46 | 18,07 | 20,04 | 2,02 | 35,63 | 22,45 | 18,46 | 33,08 | 33,00 | 13,82 | 12,92 |
| Total | % | - | - | - | 100,19 | 100,32 | 98,90 | 98,85 | 99,21 | 99,72 | 99,57 | 99,40 | 99,22 | 99,54 | 99,89 | 99,79 | 100,63 | 100,12 | 99,67 | 100,11 | 100,22 | 100,21 | 99,30 | 99,68 |
| Ba | ppm | 37 | 75 | 120 | 167 | 145 | 143 | 137 | 317 | 171 | 174 | 128 | 176 | 174 | 40 | 38 | 101 | 124,45 | 135 | <37 | 151 | 157 | 173,25 | 134,15 |
| Ce | ppm | 35 | - | - | 47 | 76 | 84 | 75 | 77 | 93 | 70 | 87 | 38 | 77 | 37 | 60 | 102 | 95,70 | 62 | 44 | 67 | 73 | 86,00 | 56,85 |
| Co | ppm | 6 | 13 | 25 | 32 | 22 | 13 | <6 | 14 | 6 | 24 | 14 | 16 | 9 | <6 | <6 | <6 | 25,85 | 11 | <6 | 22 | 24 | 8,45 | 6,70 |
| Cr total | ppm | 13 | 40 | 75 | 56 | 70 | 96 | 46 | 56 | 43 | 85 | 98 | 67 | 96 | 92 | 99 | 18 | 71,60 | 87 | 93 | 75 | 70 | 87,60 | 109,35 |
| Cu | ppm | 5 | 35 | 60 | 54 | 46 | 24 | 5 | 20 | 9 | 48 | 40 | 24 | 22 | 17 | 16 | <5 | 72,40 | 37 | 14 | 81 | 60 | 23,05 | 24,40 |
| Ga | ppm | 9 | - | - | 16 | 23 | 31 | 18 | 21 | 16 | 26 | 31 | 25 | 35 | 42 | 44 | <9 | 22,10 | 30 | 42 | 20 | 21 | 30,40 | 37,85 |
| La | ppm | 28 | - | - | <28 | 29 | 28 | 36 | 60 | 41 | <28 | 33 | <28 | 47 | 31 | <28 | 47 | <28 | 32 | <28 | <28 | <28 | 33,50 | 38,30 |
| Nb | ppm | 9 | - | - | 19 | 22 | 25 | 19 | 17 | 14 | 23 | 27 | 21 | 32 | 34 | 38 | 11 | 23,40 | 27 | 37 | 19 | 20 | 26,10 | 32,90 |
| Nd | ppm | 14 | - | - | 19 | 17 | 28 | <14 | 49 | 28 | <14 | 15 | 16 | 22 | 19 | <14 | 40 | <14 | 28 | 24 | <14 | 15 | 26,20 | 25,10 |
| Ni | ppm | 5 | 13 | 30 | 21 | 19 | 15 | 10 | 19 | 9 | 15 | 19 | 14 | 14 | 14 | 14 | <5 | 18,90 | 18 | 14 | 18 | 18 | 16,60 | 16,25 |
| Pb | ppm | 4 | 17 | 72 | 13 | 15 | 8 | <4 | 6 | <4 | 14 | 13 | 8 | 26 | <4 | <4 | <4 | 10,150 | 14 | <4 | 10 | 8 | 13,70 | 22,15 |
| Rb | ppm | 3 | - | - | 18 | 20 | 26 | 20 | 62 | 29 | 28 | 27 | 30 | 50 | 11 | 7 | 14 | 14,95 | 27 | 6 | 16 | 19 | 38,60 | 38,85 |
| Sc | ppm | 14 | - | - | <14 | 15 | 17 | <14 | <14 | <14 | <14 | 16 | <14 | 23 | 17 | 17 | <14 | <14 | 20 | 18 | <14 | 15 | 15,25 | 21,95 |
| Sr | ppm | 2 | - | - | 34 | 38 | 32 | 14 | 30 | 18 | 37 | 49 | 32 | 52 | 27 | 23 | 9 | 42,05 | 48 | 27 | 51 | 58 | 35,70 | 42,15 |
| Th | ppm | 7 | - | - | 24 | 29 | 27 | 11 | 16 | 13 | 26 | 25 | 21 | 28 | 35 | 37 | 17 | 27,85 | 29 | 35 | 25 | 26 | 24,15 | 31,45 |
| U | ppm | 3 | - | - | 18 | 14 | 8 | 6 | 4 | 4 | 12 | 9 | 8 | 9 | 10 | 9 | 7 | 16,55 | 13 | 8 | 17 | 17 | 6,70 | 9,75 |
| V | ppm | 9 | | - | 105 | 130 | 212 | 79 | 103 | 71 | 134 | 162 | 146 | 257 | 241 | 230 | 22 | 100,75 | 200 | 234 | 96 | 110 | 184,90 | 267,45 |
| Y | ppm | 2 | - | - | 15 | 20 | 30 | 25 | 45 | 34 | 24 | 25 | 29 | 31 | 32 | 33 | 54 | 13,65 | 24 | 35 | 13 | 16 | 29,55 | 30,30 |
| Zn | ppm | 2 | 60 | 86 | 550 | 460 | 106 | 34 | 79 | 63 | 342 | 372 | 215 | 55 | 41 | 42 | 30 | 611,40 | 257 | 36 | 422 | 458 | 145,4 | 64,05 |
| Zr | ppm | 2 | - | - | 176 | 278 | 443 | 371 | 367 | 325 | 317 | 387 | 342 | 562 | 565 | 585 | 239 | 193,05 | 386 | 579 | 180 | 199 | 434,6 | 565,60 |
| Cl | ppm | 50 | - | - | 371 | 285 | <50 | <50 | <50 | 64 | 238 | 193 | 137 | <50 | <50 | <50 | <50 | 415,45 | 251 | <50 | 472 | 544 | 74,65 | <50 |
| F | ppm | 500 | - | - | 1093 | 1064 | 1019 | 440 | 805 | 725 | 1405 | 1070 | 824 | 868 | 588 | 600 | <500 | 1470,8 | 531 | 581 | 1596 | 1420 | 750,30 | 707 |
| S | ppm | 550 | - | - | 2822 | 2594 | 558 | <550 | <550 | <550 | 3354 | 2379 | 1399 | <550 | <550 | <550 | <550 | 6656,0 | 2110 | <550 | 5245 | 5062 | <550 | <550 |

Continuação Tabela 11 - Resultados obtidos na determinação da composição química de amostras sólidas por FRX. Resultados em (%) e em (ppm ou mg $kg^{-1}$).

| Analito | Unidade | Limite de detecção | Valores orientadores (CETESB, 2014) | | F5A | F5B | F5C | F5aA | F5aB | F5aC | F6A | F6B | F6C | F7A | F7B | F7C | F8A | F8B | F8C | F8D | F9A | F9B | F9C | F9D | F10A | F10B | F10C |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | VRQ | VP | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $SiO_2$ | % | 0,03 | - | - | 40,18 | 30,64 | 25,57 | 38,16 | 32,73 | 28,21 | 81,16 | 84,00 | 73,01 | 56,58 | 52,07 | 43,08 | 44,59 | 35,14 | 83,74 | 83,8 | 15,21 | 39,08 | 74,24 | 25,31 | 53,38 | 65,75 | 29,85 |
| TiO2 | % | 0,003 | - | - | 1,625 | 0,809 | 0,721 | 1,472 | 1,03 | 0,811 | 0,659 | 0,601 | 0,974 | 1,438 | 1,53 | 1,888 | 0,948 | 2,3 | 0,52 | 0,489 | 0,966 | 2,16 | 0,734 | 0,942 | 1,331 | 1,164 | 0,954 |
| $Al_2O_3$ | % | 0,02 | - | - | 29,29 | 22,38 | 21,22 | 28,51 | 22,24 | 23,54 | 8,84 | 7,81 | 13,20 | 22,83 | 24,44 | 31,01 | 14,06 | 31,94 | 7,23 | 7,43 | 11,11 | 28,82 | 13,53 | 22,04 | 20,77 | 17,8 | 22,81 |
| Fe2O3 | % | 0,01 | - | - | 4,04 | 2,31 | 1,31 | 3,99 | 3,33 | 1,31 | 2,66 | 2,23 | 3,60 | 8,59 | 8,01 | 10,44 | 17,15 | 13,06 | 1,87 | 1,75 | 33,69 | 15,25 | 4,76 | 20,2 | 9,17 | 4,93 | 3,01 |
| MnO | % | 0,002 | - | - | 0,050 | 0,038 | 0,018 | 0,054 | 0,04 | 0,014 | 0,013 | 0,010 | 0,013 | 0,022 | 0,02 | 0,047 | 0,403 | 0,031 | 0,02 | 0,02 | 0,871 | 0,037 | 0,032 | 0,393 | 0,088 | 0,023 | 0,04 |
| MgO | % | 0,01 | - | - | 0,44 | 0,14 | 0,10 | 0,35 | 0,24 | 0,11 | 0,07 | 0,06 | 0,08 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,09 | <0,01 | 0,05 | 0,07 | 0,02 | <0,01 | 0,12 | 0,09 | <0,01 | 0,06 | 0,29 |
| CaO | % | 0,01 | - | - | 0,12 | 0,23 | 0,14 | 0,10 | 0,09 | 0,06 | 0,02 | 0,01 | 0,03 | 0,05 | 0,02 | <0,01 | 0,19 | <0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,37 | <0,01 | 0,05 | 0,23 | 0,04 | 0,01 | 0,21 |
| $Na_2O$ | % | 0,02 | - | - | 0,06 | <0,02 | <0,02 | 0,04 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | 0,03 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | 0,09 | | <0,02 | <0,02 | 0,09 |
| $K_2O$ | % | 0,01 | - | - | 2,11 | 0,80 | 0,86 | 1,76 | 1,21 | 0,95 | 0,51 | 0,63 | 0,81 | 0,74 | 0,65 | 0,45 | 0,69 | 0,14 | 1,01 | 0,94 | 0,28 | 0,33 | 0,99 | 0,39 | 0,62 | 1,01 | 1,31 |
| $P_2O_5$ | % | 0,003 | - | - | 0,165 | 0,313 | 0,307 | 0,201 | 0,28 | 0,286 | 0,033 | 0,028 | 0,054 | 0,044 | 0,05 | 0,049 | 0,177 | 0,051 | 0,04 | 0,035 | 0,324 | 0,063 | 0,063 | 0,273 | 0,087 | 0,05 | 0,19 |
| LOI | % | 0,01 | - | - | 21,53 | 42,61 | 50,11 | 25,65 | 38,09 | 45,11 | 5,50 | 4,00 | 7,87 | 10,19 | 12,64 | 12,9 | 21,57 | 17,19 | 4,59 | 38,92 | 37,1 | 14,75 | 5,3 | 29,98 | 14,53 | 9,65 | 41,12 |
| Total | % | | - | - | 99,61 | 100,3 | 100,4 | 100,3 | 99,26 | 100,4 | 99,47 | 99,38 | 99,64 | 100,5 | 99,41 | 99,86 | 99,90 | 99,85 | 99,06 | 133,5 | 99,94 | 100,5 | 99,9 | 99,85 | 100,0 | 100,5 | 99,87 |
| Ba | ppm | 37 | 75 | 120 | 484 | 356 | 282 | 551 | 297,7 | 276 | 97 | 113 | 173 | 164 | 163,6 | 111 | 205 | 78 | 223,9 | 235 | 162 | 91 | 154 | 156 | 162 | 217 | 548 |
| Ce | ppm | 35 | - | - | 134 | 107 | 66 | 108 | 103,3 | 75 | 50 | 50 | 39 | 66 | 58,00 | 89 | 62 | 50 | 42,50 | <35 | <35 | 55 | 43 | 87 | 54 | <35 | 124 |
| Co | ppm | 6 | 13 | 25 | 12 | 13 | <6 | 8 | <6 | <6 | <6 | <6 | <6 | <6 | 11,15 | 10 | 33 | 16 | <6 | 327 | 55 | 9 | <6 | 44 | 11 | 6 | 21 |
| Cr total | ppm | 13 | 40 | 75 | 81 | 56 | 46 | 78 | 56 | 46 | 35 | 28 | 47 | 85 | 84,65 | 114 | 71 | 121 | 92,50 | 55 | 46 | 114 | 36 | 83 | 82 | 71 | 81 |
| Cu | ppm | 5 | 35 | 60 | 48 | 28 | 31 | 34 | 46,65 | 40 | <5 | <5 | 5 | 15 | 14,70 | 22 | 37 | 20 | 6,10 | <5 | 65 | 28 | 8 | 49 | 18 | 10 | 52 |
| Ga | ppm | 9 | - | - | 36 | 26 | 30 | 34 | 31,05 | 30 | 13 | 13 | 19 | 30 | 36,40 | 42 | 18 | 48 | 9,75 | <9 | 13 | 43 | 13 | 26 | 28 | 23 | 39 |
| La | ppm | 28 | - | - | 58 | 50 | 52 | 56 | 54,10 | 51 | <28 | <28 | <28 | 34 | 29,00 | <28 | <28 | <28 | 33,20 | <28 | <28 | 32 | <28 | <28 | 35 | <28 | 71 |
| Nb | ppm | 9 | - | - | 28 | 20 | 17 | 31 | 17,35 | 16 | 15 | 12 | 20 | 25 | 29,75 | 33 | 19 | 41 | 10,00 | 22 | 23 | 39 | 11 | 26 | 22 | 19 | 34 |
| Nd | ppm | 14 | - | - | 58 | 36 | 19 | 41 | 37,25 | 31 | <14 | <14 | 16 | 22 | 18,65 | 20 | 27 | 18 | 14,00 | <14 | 14 | 20 | 22 | 24 | 18 | 14 | 47 |
| Ni | ppm | 5 | 13 | 30 | 32 | 21 | 18 | 29 | 26,60 | 21 | <5 | 5 | 9 | 12 | 11,00 | 17 | 19 | 15 | 6,15 | <5 | 24 | 14 | 6 | 16 | 13 | 11 | 30 |
| Pb | ppm | 4 | 17 | 72 | 15 | 7 | <4 | 22 | 7,00 | <4 | <4 | <4 | <4 | 8 | 21,30 | 11 | 10 | 20 | 14,00 | 19 | 15 | 23 | 6 | 15 | 9 | 5 | 42 |
| Rb | ppm | 3 | - | - | 73 | 50 | 40 | 86 | 35 | 37 | 17 | 22 | 28 | 32 | 25,50 | 29 | 31 | 10 | 35,70 | 14 | 14 | 21 | 29 | 20 | 28 | 38 | 68 |
| Sc | ppm | 14 | - | - | 17 | <14 | <14 | 17 | <14,2 | <14 | <14 | <14 | <14 | <14 | 15,00 | 18 | <14 | 20 | <14 | 19 | 15 | 24 | <14 | 18 | <14 | <14 | 23 |
| Sr | ppm | 2 | - | - | 30 | 22 | 17 | 38 | 26,00 | 20 | 15 | 13 | 16 | 43 | 37,05 | 44 | 40 | 26 | 18,55 | 45 | 55 | 37 | 21 | 48 | 29 | 24 | 41 |
| Th | ppm | 7 | - | - | 24 | <7 | <7 | 11 | 38,50 | 23 | 9 | 8 | 15 | 20 | 28,00 | 24 | 11 | 30 | 18,00 | 14 | 13 | 33 | <7 | 17 | 14 | 7 | 15 |
| U | ppm | 3 | - | - | 17 | <3 | 9 | <3 | 27,80 | 21 | 5 | 3 | 7 | 5 | 5,00 | 5 | 7 | 6 | 3,90 | 9 | 9 | 8 | 4 | 5 | 5 | 3 | 5 |
| V | ppm | 9 | - | - | 156 | 110 | 88 | 157 | 118,9 | 93 | 67 | 65 | 94 | 182 | 186,1 | 237 | 101 | 256 | 52,35 | 113 | 82 | 276 | 80 | 151 | 159 | 121 | 193 |
| Y | ppm | 2 | - | - | 27 | 25 | 20 | 28 | 23,30 | 20 | 24 | 24 | 29 | 28 | 32,00 | 32 | 27 | 39 | 35,60 | 11 | 12 | 39 | 34 | 19 | 32 | 34 | 37 |
| Zn | ppm | 2 | 60 | 86 | 198 | 141 | 59 | 243 | 241,7 | 80 | 25 | 17 | 28 | 36 | 38,20 | 50 | 335 | 45 | 36,70 | 181 | 600 | 58 | 44 | 473 | 111 | 48 | 162 |
| Zr | ppm | 2 | - | - | 139 | 97 | 48 | 153 | 65,55 | 44 | 368 | 329 | 455 | 447 | 486,9 | 527 | 259 | 712 | 404,5 | 99 | 115 | 684 | 392 | 281 | 432 | 471 | 179 |
| Cl | ppm | 50 | - | - | <50 | <50 | <50 | <50 | 66,00 | 70 | <50 | <50 | <50 | 306 | 580,4 | 439 | 1071 | 453 | 332,6 | 4831 | 1087 | 497 | 426 | 565 | 673 | 563 | <500 |
| F | ppm | 500 | - | - | 792 | <500 | <500 | 582 | <500 | <500 | <500 | <500 | 647 | <500 | <500 | <500 | 594 | <500 | <500 | 769 | 1168 | <500 | <500 | 530 | <500 | <500 | 287 |
| S | ppm | 550 | - | - | 1082 | 1703 | 1939 | 859 | 2346 | 2449 | <550 | <550 | <550 | <550 | <550 | <550 | 2588 | <550 | <500 | 5027 | 5228 | <550 | <550 | 4836 | 790 | <550 | 2423 |

Continuação Tabela 11 - Resultados obtidos na determinação da composição química de amostras sólidas por FRX. Resultados em (%) e em (ppm ou mg $kg^{-1}$).

| Analito | Unidade | Limite de detecção | Valores orientadores (CETESB, 2014) | | F11A | F11B | F11C | F11D | F11E | F11F | F12A | F12B | F12C | F12D | F12E | F13A | F13B | F13C | F13D | F13E | F13F | F16 | C2 | C3 | D2 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | VRQ | VP | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| $SiO_2$ | % | 0,03 | - | - | 17,52 | 17,78 | 39,85 | 46,49 | 35,12 | 52,36 | 18,9 | 38,99 | 41,11 | 36,07 | 23,15 | 31,24 | 32,94 | 29,73 | 33,91 | 41,68 | 29,85 | 8,19 | 7,77 | 8,02 | 74,62 |
| $TiO_2$ | % | 0,003 | - | - | 0,845 | 0,884 | 1,77 | 1,631 | 1,951 | 1,045 | 0,826 | 1,626 | 1,857 | 2,222 | 1,081 | 2,198 | 2,139 | 2,153 | 2,354 | 1,425 | 0,954 | 0,245 | 0,23 | 0,243 | 0,795 |
| Al2O3 | % | 0,02 | - | - | 15,72 | 16,94 | 29,57 | 25,91 | 34,48 | 23,39 | 13,29 | 29,68 | 28,74 | 31,27 | 16,73 | 31,975 | 31,4 | 36,55 | 38,03 | 27,94 | 22,81 | 26,89 | 27,16 | 23,89 | 12,91 |
| $Fe_2O_3$ | % | 0,01 | - | - | 28,67 | 27,79 | 12,43 | 9,08 | 11,39 | 3,52 | 29,08 | 13,51 | 11,52 | 11,23 | 25,4 | 12,74 | 11,19 | 11,82 | 12,95 | 8,44 | 3,01 | 14,89 | 11,51 | 20,6 | 4,05 |
| MnO | % | 0,002 | - | - | 0,753 | 0,65 | 0,106 | 0,035 | 0,04 | 0,035 | 0,653 | 0,059 | 0,062 | 0,025 | 0,413 | 0,069 | 0,029 | 0,03 | 0,022 | 0,033 | 0,04 | 0,6 | 0,501 | 0,688 | 0,025 |
| MgO | % | 0,01 | - | - | 0,08 | 0,09 | <0,01 | <0,01 | 0,09 | 0,3 | <0,01 | 0,12 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,08 | 0,04 | 0,1 | 0,29 | 0,14 | 0,13 | 0,15 | <0,01 |
| CaO | % | 0,01 | - | - | 0,26 | 0,34 | 0,025 | 0,02 | 0,03 | 0,1 | 0,22 | 0,16 | 0,13 | 0,04 | 0,17 | 0,03 | 0,02 | 0,03 | 0,02 | 0,02 | 0,21 | 0,39 | 0,66 | 0,49 | 2 |
| $Na_2O$ | % | 0,02 | - | - | 0,03 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | 0,024 | 0,11 | <0,02 | 0,13 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | 0,02 | 0,03 | 0,05 | 0,09 | 0,08 | 0,04 | 0,02 | <0,02 |
| $K_2O$ | % | 0,01 | - | - | 0,29 | 0,31 | 0,59 | 0,48 | 0,24 | 1,71 | 0,23 | 0,72 | 0,47 | 0,08 | 0,38 | 0,07 | 0,05 | 0,1 | 0,11 | 0,772 | 1,31 | 0,19 | 0,18 | 0,18 | 0,4 |
| $P_2O_5$ | % | 0,003 | - | - | 0,312 | 0,305 | 0,079 | 0,077 | 0,061 | 0,159 | 0,319 | 0,082 | 0,074 | 0,056 | 0,264 | 0,072 | 0,07 | 0,068 | 0,073 | 0,062 | 0,19 | 0,474 | 0,421 | 0,425 | 0,039 |
| LOI | % | 0,01 | - | - | 35,69 | 34,54 | 15,27 | 16,24 | 16,43 | 17,14 | 35,41 | 14,77 | 16,2 | 19,2 | 30,79 | 20,67 | 22,22 | 19,01 | 12,31 | 19,31 | 41,12 | 47,69 | 51,31 | 45,12 | 7,41 |
| Total | % | | - | - | 99,85 | 99,63 | 99,68 | 99,96 | 99,86 | 99,87 | 98,93 | 99,85 | 100,16 | 100,19 | 98,38 | 99,06 | 100,06 | 99,58 | 99,85 | 99,83 | 99,87 | 99,83 | 99,91 | 99,83 | 102,25 |
| Ba | ppm | 37 | 75 | 120 | 147 | 162 | 138,20 | 140 | 85 | 378 | 141 | 200 | 144 | 95 | 219 | 94 | 87 | 94 | 79 | 246 | 548 | 158 | 225 | 160 | 153 |
| Ce | ppm | 35 | - | - | 43 | 53 | 93,75 | 70 | 52 | 65 | 57 | 71 | 56 | 45 | 82 | 44 | <35 | <35 | <35 | 101 | 124 | 121 | 139 | 96 | 64 |
| Co | ppm | 6 | 13 | 25 | 46 | 49 | 56,45 | 8 | 12 | 8 | 46 | 18 | 18 | 18 | 75 | 25 | 24 | 22 | 10 | 15 | 21 | 31 | 30 | 48 | 8 |
| Cr total | ppm | 13 | 40 | 75 | 59 | 62 | 115,15 | 93 | 111 | 52 | 58 | 114 | 103 | 110 | 95 | 118 | 117 | 117 | 113 | 107 | 81 | 88 | 73 | 94 | 85 |
| Cu | ppm | 5 | 35 | 60 | 57 | 58 | 43,10 | 20 | 18 | 17 | 62 | 24 | 21 | 19 | 70 | 21 | 20 | 19 | 17 | 19 | 52 | 149 | 137 | 146 | 14 |
| Ga | ppm | 9 | - | - | 15 | 17 | 30,15 | 34 | 47 | 25 | 16 | 39 | 45 | 52 | 25 | 53 | 52 | 54 | 55 | 34 | 39 | 21 | 21 | 16 | 19 |
| La | ppm | 28 | - | - | <28 | <28 | 37,50 | <28 | <28 | 39 | <28 | 36 | 33 | <28 | 29 | <28 | <28 | <28 | <28 | <28 | 71 | <28 | <28 | <28 | <28 |
| Nb | ppm | 9 | - | - | 20 | 21 | 25,60 | 27 | 35 | 19 | 21 | 33 | 39 | 46 | 28 | 46 | 46 | 46 | 50 | 31 | 34 | 15 | 10 | 11 | 17 |
| Nd | ppm | 14 | - | - | 16 | 19 | 22,85 | 33 | 28 | 26 | 25 | 27 | 19 | 19 | 34 | 18,50 | 19 | <14 | 14 | 19 | 47 | <14 | <14 | 17 | <14 |
| Ni | ppm | 5 | 13 | 30 | 19 | 21 | 13,85 | 13 | 13 | 16 | 16 | 14 | 13 | 11 | 14 | 13 | 12 | 12 | 13 | 10 | 30 | 11 | 7 | 13 | 10 |
| Pb | ppm | 4 | 17 | 72 | 13 | 15 | 21,20 | 11 | 10 | 11 | 15 | 32 | 17 | 20 | 25 | 11,5 | 11 | 24 | 18 | 22 | 42 | <4 | <4 | <4 | 18 |
| Rb | ppm | 3 | - | - | 13 | 16 | 30,35 | 25 | 12 | 63 | 12 | 37 | 22 | <3 | 19 | <3 | <3 | <3 | <3 | 20 | 68 | 9 | 9 | 10 | 16 |
| Sc | ppm | 14 | - | - | 14 | 13 | 20,00 | 16 | 16 | <14 | 15 | 20 | 18 | 19 | 21 | 20,5 | 21 | 21 | 19 | 15 | 23 | <14 | <14 | <14 | <14 |
| Sr | ppm | 2 | - | - | 42 | 54 | 46,50 | 29 | 26 | 30 | 40 | 57 | 45 | 21 | 51 | 22 | 18 | 21 | 19 | 24 | 41 | 41 | 49 | 56 | 16 |
| Th | ppm | 7 | - | - | 9 | 12 | 25,25 | 16 | 25 | <7 | 14 | 30 | 39 | 45 | 22 | 46,5 | 45 | 49 | 48 | 32 | 15 | <7 | <7 | <7 | 20 |
| U | ppm | 3 | - | - | 7 | 8 | 4,45 | 4 | 5 | <3 | 9 | 5 | 4 | 7 | 4 | 6,5 | 6 | 6 | 6 | 5 | 5 | <3 | <3 | 3 | 4 |
| V | ppm | 9 | - | - | 100 | 105 | 180,55 | 184 | 242 | 109 | 98 | 245 | 238 | 282 | 168 | 295,0 | 302 | 295 | 277 | 186 | 193 | 90 | 92 | 89 | 88 |
| Y | ppm | 2 | - | - | 12 | 12 | 23,65 | 31 | 32 | 34 | 10 | 32 | 34 | 43 | 21 | 40,0 | 39 | 40 | 46 | 36 | 37 | 5 | 5 | 7 | 24 |
| Zn | ppm | 2 | 60 | 86 | 456 | 480 | 256,65 | 53 | 54 | 92 | 420 | 111 | 77 | 39 | 522 | 72,5 | 45 | 46 | 36 | 36 | 162 | 202 | 140 | 176 | 30 |
| Zr | ppm | 2 | - | - | 142 | 161 | 357,80 | 498 | 571 | 356 | 133 | 541 | 607 | 761 | 253 | 700,5 | 683 | 703 | 797 | 539 | 179 | 131 | 124 | 93 | 394 |
| Cl | ppm | 50 | - | - | 1130 | 1208 | 255,40 | 464 | 588 | 368 | 1383 | 279 | 32 | -233 | -153 | -119,0 | -10 | -93 | <50 | 113 | <500 | 1693 | 1769 | 1823 | 183 |
| F | ppm | 500 | - | - | 820 | 1105 | 517,00 | <500 | <500 | <500 | 766 | <500 | <500 | <500 | 617 | <500 | < 500 | <500 | <500 | <500 | 287 | 1892 | 1597 | 2763 | <500 |
| S | ppm | 550 | - | - | 5834 | 5418 | 4993,00 | <550 | <550 | 836 | 5587 | <550 | 678 | <550 | 3959 | 538,0 | 561 | <550 | <550 | <550 | 2423 | 11279 | 12711 | 9390 | <550 |

Os constituintes químicos principais dos materiais analisados foram $SiO_2$, $Fe_2O_3$ e $Al_2O_3$, e em menor quantidades, MnO, MgO, CaO, $Na_2O$, $K_2O$, $P_2O_5$.

O teor $SiO_2$ nas amostras coletadas na área de controle é relativamente elevado em relação aos outros óxidos. Tal fato se deve ao material do perfil da sondagem de controle (F6) ser predominantemente arenoso. De fato, a cerca de 500 m da área há exploração de areia.

Verificou-se que nos materiais da área do depósito de lodo, o $Al_2O_3$ e $Fe_2O_3$ aparecem enriquecidos. Podemos inferir que a principal origem de altas concentrações é antropogênica e relacionadas às substâncias químicas aplicadas no processo de tratamento da água para floculação (sulfato de alumínio ou sulfato férrico).

Os valores de Fe, Al (Figura 38) são elevados nas amostras de lodo *in natura* tanto quanto nas amostras de sólidas (solo+lodo) das sondagens localizadas na área de disposição do lodo. Já as amostras provenientes da sondagem de controle (F6) apresentam teores de Fe e Al mais baixos que as amostras do lodo *in natura*.

A amostra proveniente do F7 apresenta teores de Fe e Al mais elevados em relação as demais amostras, e é ponto localizado fora da área do depósito, na estrada de acesso ao longo do maciço da barragem. Em F8 e F9 observamos amostras semelhantes de solo utilizado como cobertura no depósito de lodo.

Os valores mais elevados de Ba, Zn, Cr, Cu, Ni e Pb, comparativamente aos valores orientadores da CETESB (Figura 39), observa-se que para as amostras dos furos F7 e F16 (fora do depósito) comportamentos distintos: em F7, furo localizado na base do maciço, os teores encontrados para esses elementos é baixo, porém, o Ba e o Cr ainda estão acima dos valores orientadores. Para duas amostras de lodo *in natura* os teores são aproximadamente constantes. Os teores do Ba, Zn, Cr e Cu também estão acima dos valores orientadores.

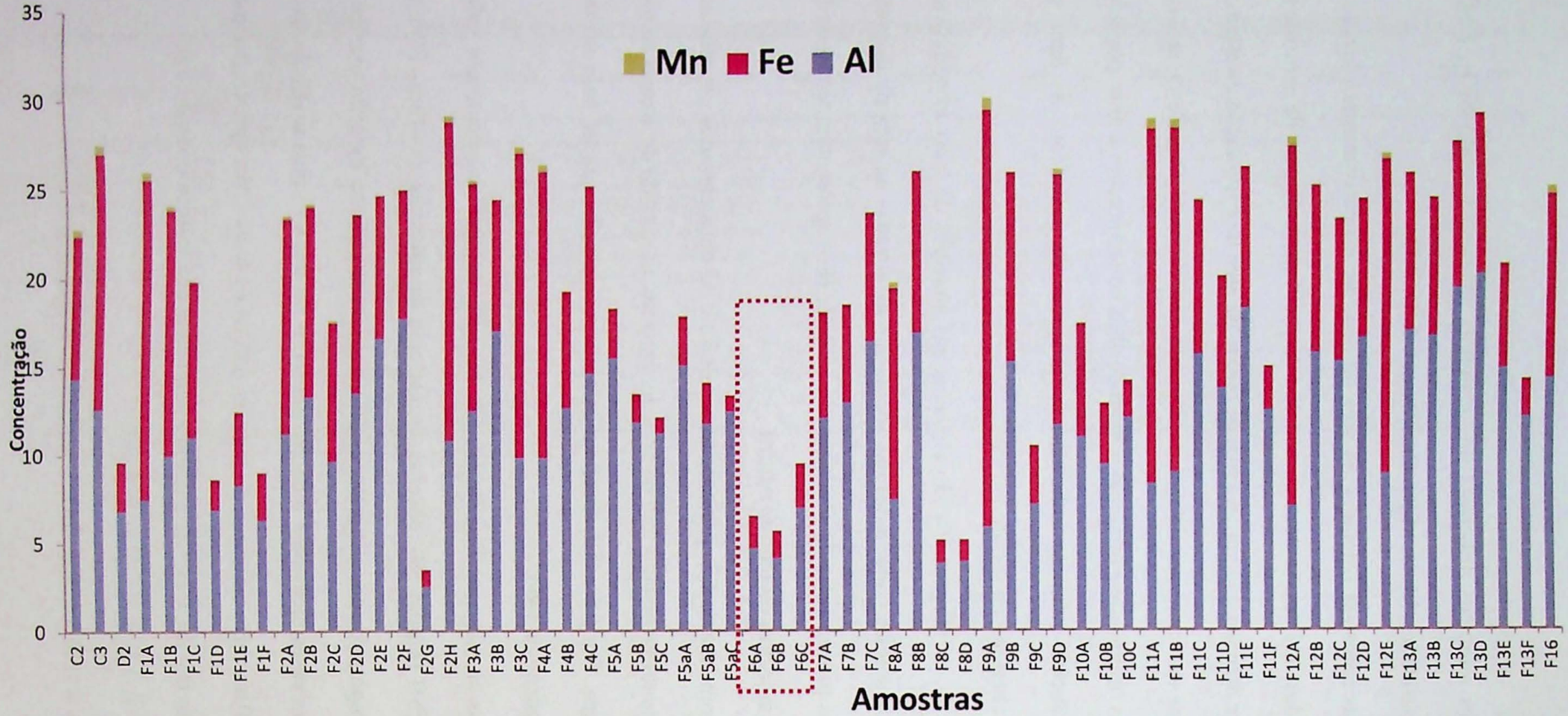



Figura 38 – Gráfico para os teores de Al, Fe e Mn nas amostras resíduo e lodo *in natura* coletados na área de deposição.

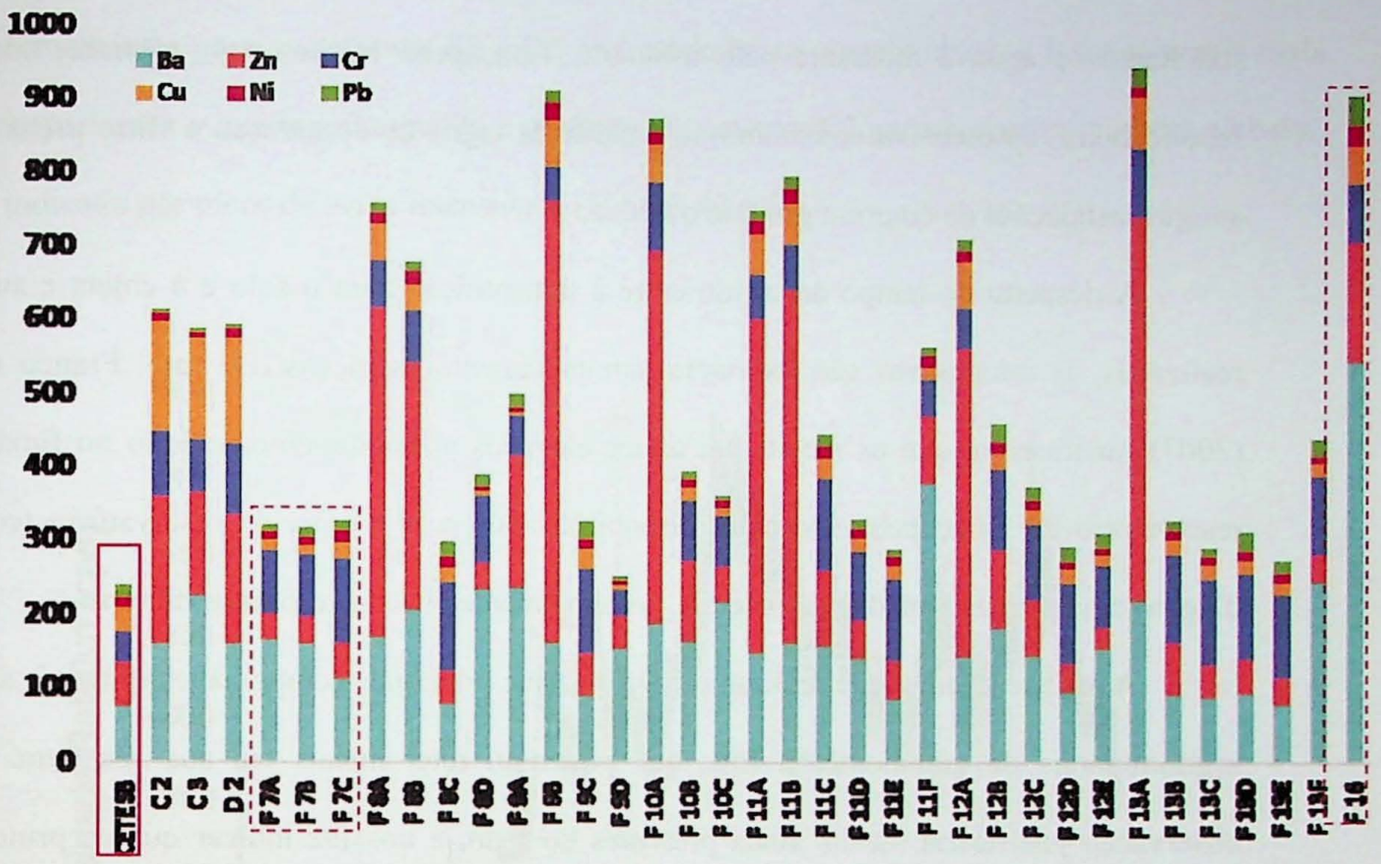



Figura 39 - Gráfico para os teores de Ba, Zn e Cr nas amostras de resíduo e lodo *in natura* coletados na área de deposição.

O ponto F16, também localizado fora da área, está situado próximo ao vertedouro da barragem, porém, apresenta teores compatíveis àqueles observados em furos nos quais há indicação de lodo.

Quando da implantação de F16, observou-se a presença de lodo, mesmo fora da área dos diques. A construção dos diques se propunha a assegurar que esse material ficaria confinado à área do aterro. De fato, o comportamento de hidrogel apresentado pelo lodo, associado à direção do aquífero freático, servem para explicar a ocorrência de lodo neste ponto.

Em várias amostras os teores de Zn são os mais elevados. Em Imbernon (2001) a autora já apontava para teores elevados desse metal nos sedimentos do fundo do reservatório em vários pontos, desde a entrada dos principais tributários, até próximo ao lodo depositado à

época. A autora justificou os teores elevados que estariam associado ao transporte de sedimentos e água a montante pelo tributário Taiaçupeba Mirim, cujo afluente, córrego Jaboticabeira, apresentava contaminação a partir da lagoa de decantação e filtro prensa das antigas instalações da empresa produto química.

A despeito do tempo decorrido entre a transposição para o solo e a coleta e análise realizadas, as intempéries não lixiviaram completamente os metais. De fato, Franco *et al.* (2007) justificavam que os metais em teores elevados nos sedimentos e lodo no fundo do reservatório de Taiaçupeba não eram disponibilizados para a água do reservatório (coluna d'água) em face das armadilhas minerais, principalmente os óxi-hidróxidos de ferro.

A análise textural que realizamos mostrou que principais componentes minerais são os argilominerais de granulometria fina, que poderiam reter metais em sua estrutura. Essa observação justificaria metais ainda presentes no lodo, e nos faz indicar que as principais armadilhas são, de fato, os argilominerais.

Em geral, os elementos/parâmetros analisados apresentaram concentrações mais elevadas nos materiais coletados na área da disposição do lodo, em relação a área controle (F6), e esses valores podem ser indicação de contaminação de lodo.

### *b.4) Análises da difratometria de Raios-X (DRX), Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (IVTR) e microscopia eletrônica de varredura*

A análise textural a partir de Flemming (2000) evidenciou a baixa cristalinidade das amostras de solo. Desta forma, a utilizou-se a difratometria de Raios-X (DRX) para distinguirmos as principais fases minerais presentes. Em Franco *et al.* (2007) os autores estudaram o mesmo lodo, quando antes estava depositado no fundo do lago, e apontaram os óxi-hidróxidos de ferro como principais fases minerais presentes responsáveis pela incorporação de metais, não disponibilizados para a coluna d'água.

Para as DRX realizadas nas amostras de lodo *in natura* foram obtidos difratogramas semelhantes para as amostras C2 e D2, indicando baixa cristalinidade, e fases minerais mais importantes o quartzo, muscovita e caulinita; na amostra C2 parece ocorrer também gibbsita, indicado por picos de baixa intensidade (Figuras 40 e 41).

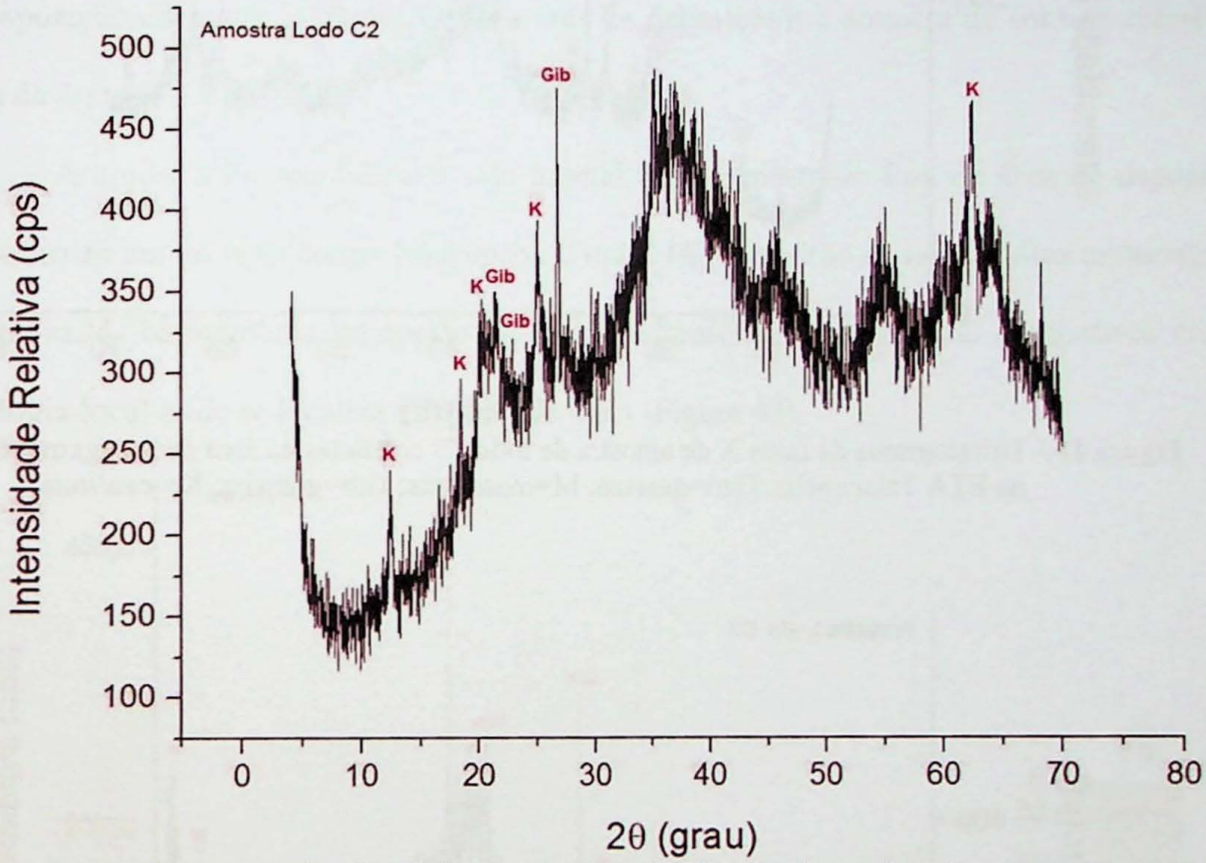



Figura 40 – Difratograma de raios X de amostra de lodo C2 coletadas na área de secagem e estocagem na ETA Taiaçupeba: Qzo=quartzo; Gib=gibbsita; K= caulinita.

A amostra de lodo C3 tem composição mineralógica basicamente composta por muscovita, caulinita, gibbsita e quartzo (Figura 42), e o padrão difratométrico indica uma cristalinidade pouco melhor que as outras amostras.

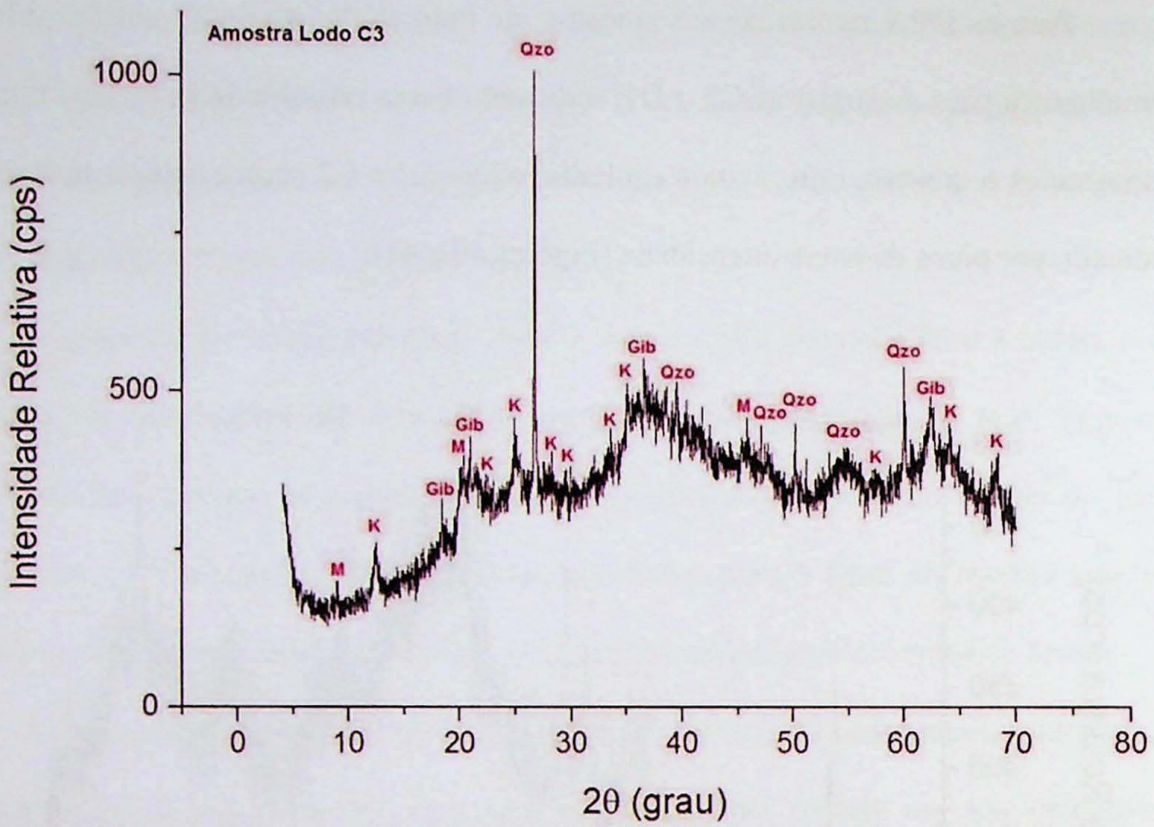



Figura 41 – Difratograma de raios X de amostra de lodo C3 coletadas na área de secagem e estocagem na ETA Taiaçupeba: Qzo=quartzo; M=muscovita; Gib=gibbsita; K= caulinita.

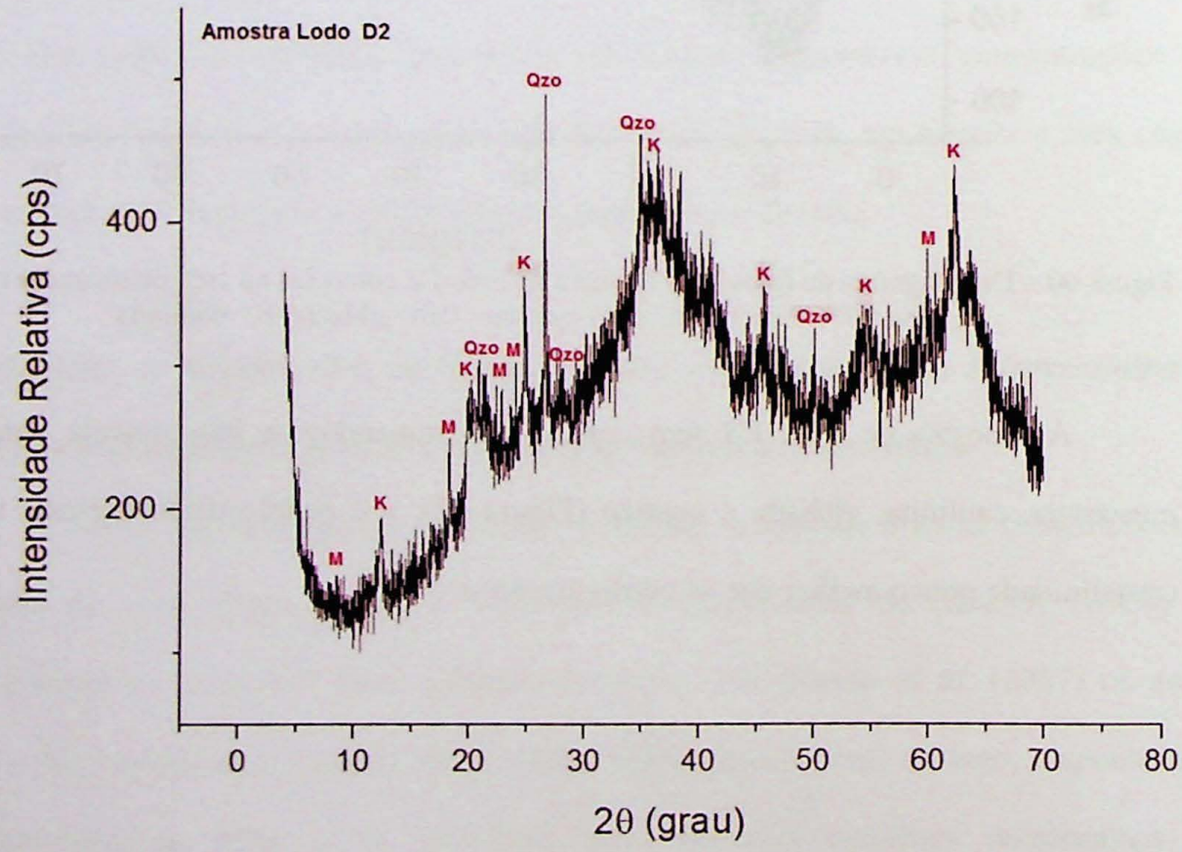



Figura 42 – Difratograma de raios X de amostra de lodo D2 coletadas na área de secagem e estocagem na ETA Taiaçupeba: Qzo=quartzo; M=muscovita; K= caulinita.

As amostras de retiradas dos perfis obtidos a partir da perfuração dos poços foram selecionadas segundo descrição macroscópica para análises por DRX. As amostras foram definidas em função da coloração, considerou-se as amostras de coloração mais escura, como indicativo da presença de lodo da ETA misturado ao solo; amostras de solo alóctone, de coloração geralmente alaranjada (esse material foi utilizado como cobertura à época da transposição do material do lago para a área de deposição); e amostra de solo de referência fora da área de depósito.

A amostra F6 representa o solo natural local, amostrado fora da área de deposição, próximo ao antigo leito do rio Taiaçupeba (Figura 18). O padrão de DRX indica material bem cristalizado, basicamente composto de quartzo, muscovita e caulinita, compatível com a geologia local onde se localiza um porto de areia (Figura 43).

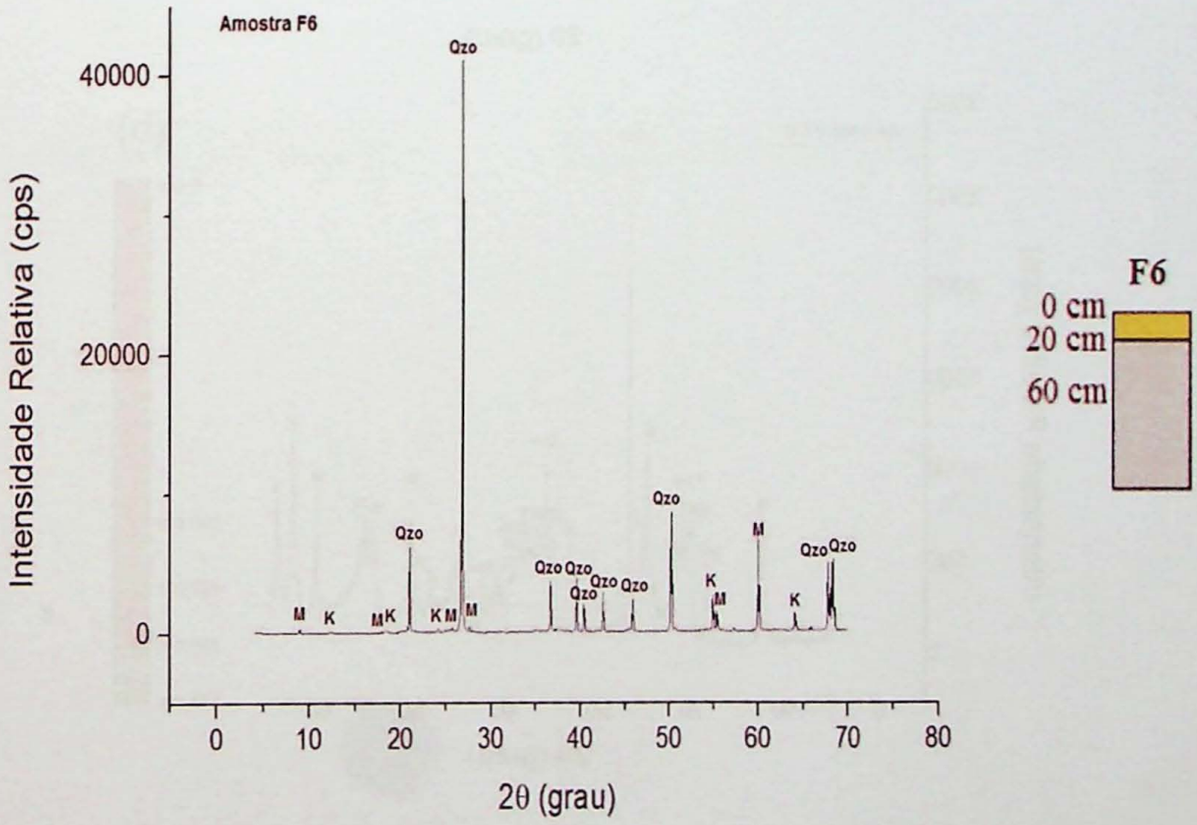



Figura 43 – Difratograma de raios X de amostra F6: Qzo=quartzo; M=muscovita; K= caulinita.

As amostras F7C e F16 representam pontos de alocação de poços de monitoramento também fora da área de influência direta do lodo, na estrada de acesso ao lado do maciço da

barragem, e na margem do atual leito do rio Taiaçupeba, no vertedouro da barragem, respectivamente.

Ambas amostras apresentam padrão semelhante de DRX (Figura 44 *a* e *b*).

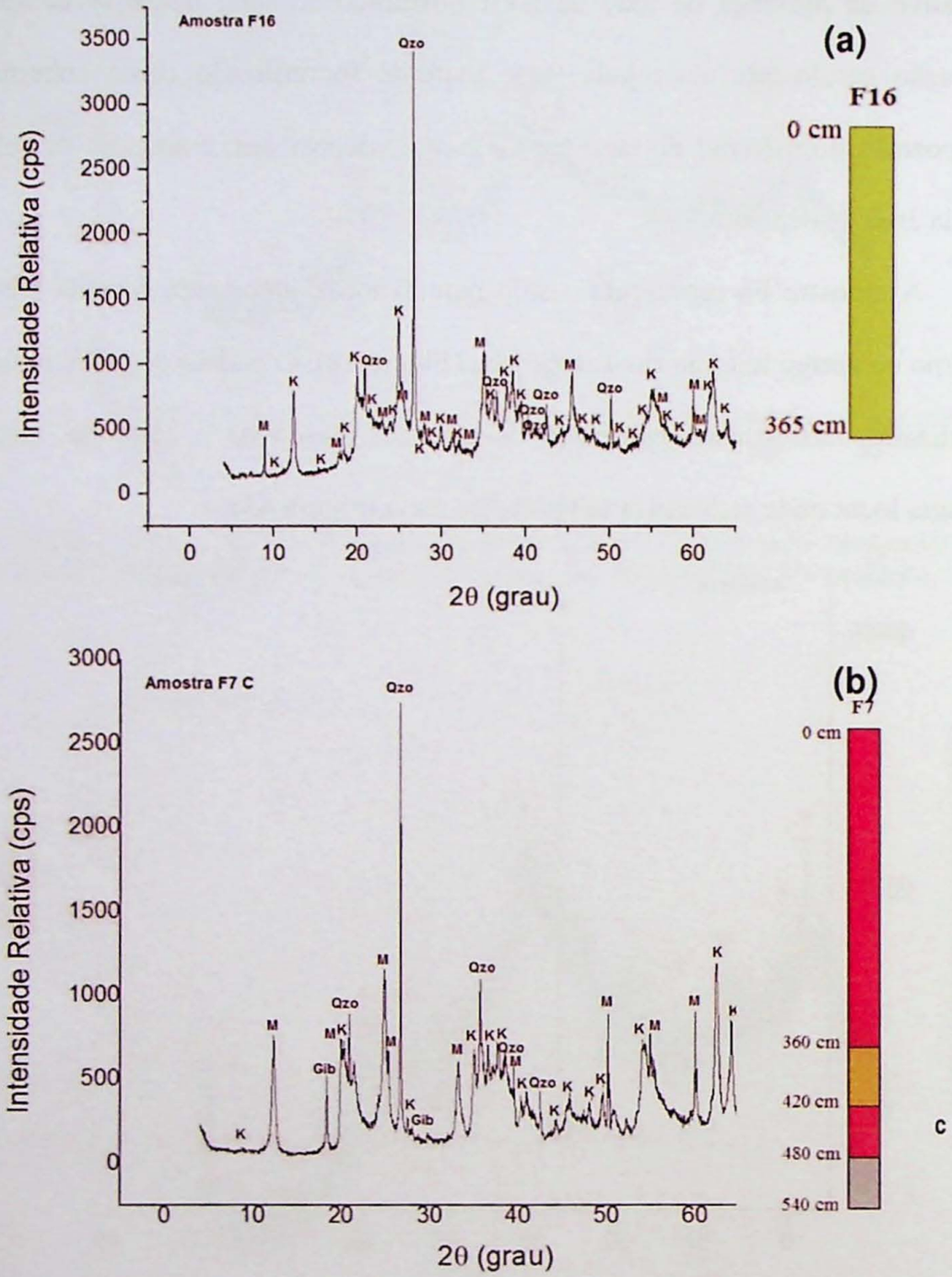


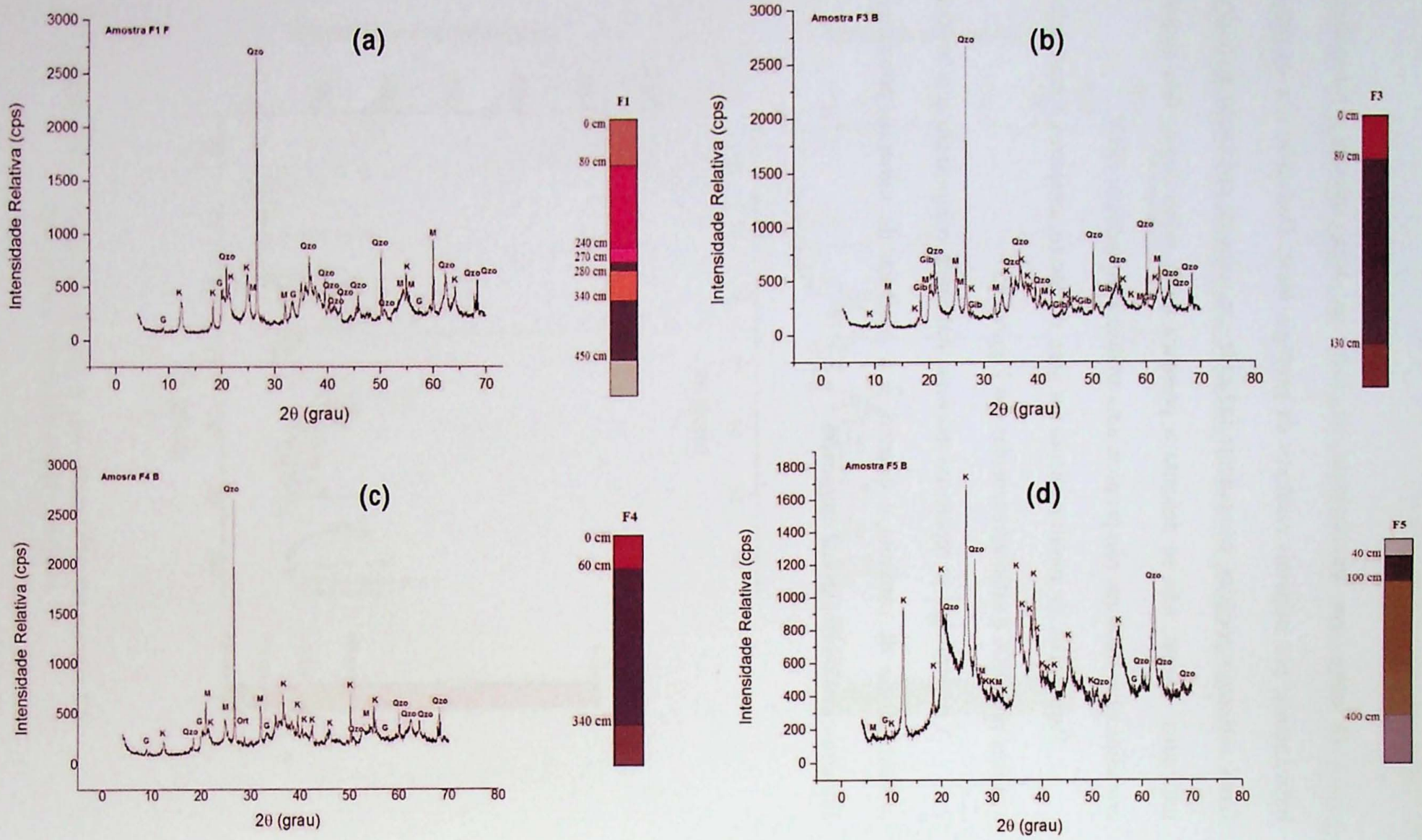

Figura 44 - Difratograma de raios X : (a) amostra F16; (b) amostra F7c
Qzo=quartzo; M=muscovita; K= caulinita.

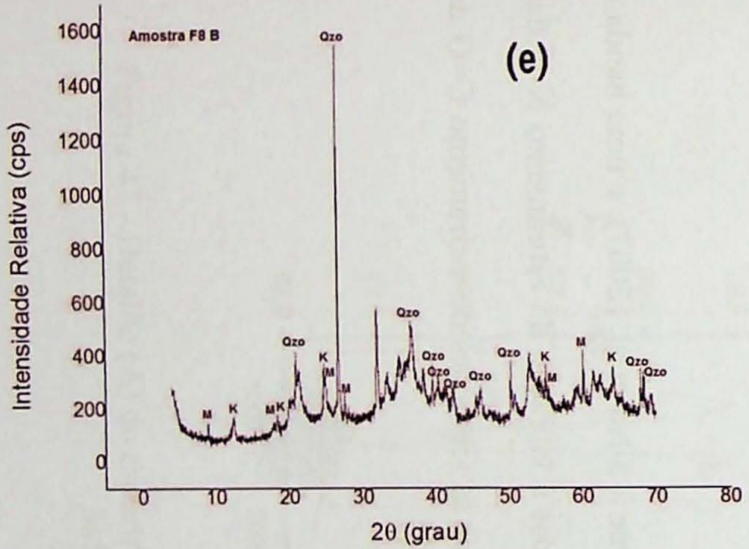
O solo sem interferência do lodo na área apresenta mineralogia composta, basicamente, por minerais residuais da geologia local. Denota-se que os óxi-hidróxidos de ferro, tal como goethita, comumente indicada em solos de coloração alaranjada, não foram indicados. Porém, não se descarta a presença desta mineralogia, fato sugestivo de baixa cristalinidade, fator que não propicia uma análise adequada por DRX.

Para poços de monitoramento na área do aterro, amostras foram selecionadas para análises por DRX e estão apresentadas nas Figuras 45.

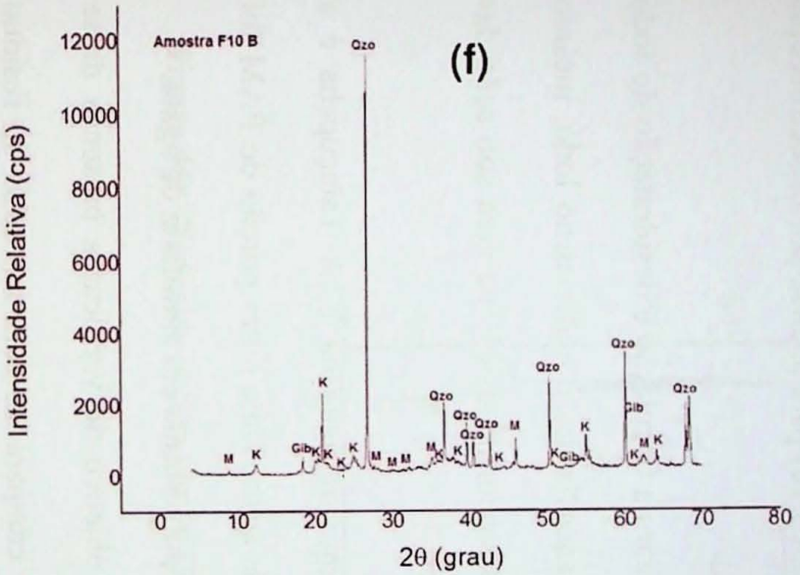
A mineralogia se repete nas amostras indicando composição similar, com variação na predominância de caulinita e quartzo, e a presença de minerais primários em algumas amostras, como ortoclásio e muscovita.

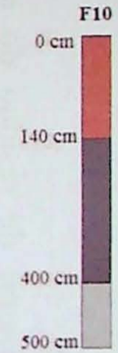
Figura 45 – Difratograma de raios X : (a) amostra F1F; (b) amostra F3B; (c) amostra F4B; (d) amostra F5B; (e) amostra F8B; (f) amostra F10B; (g) amostra F11B; (h) amostra F12D Qzo=quartzo; M=muscovita; K= caulinita; Gib=gibbsita; Ort=ortoclásio.

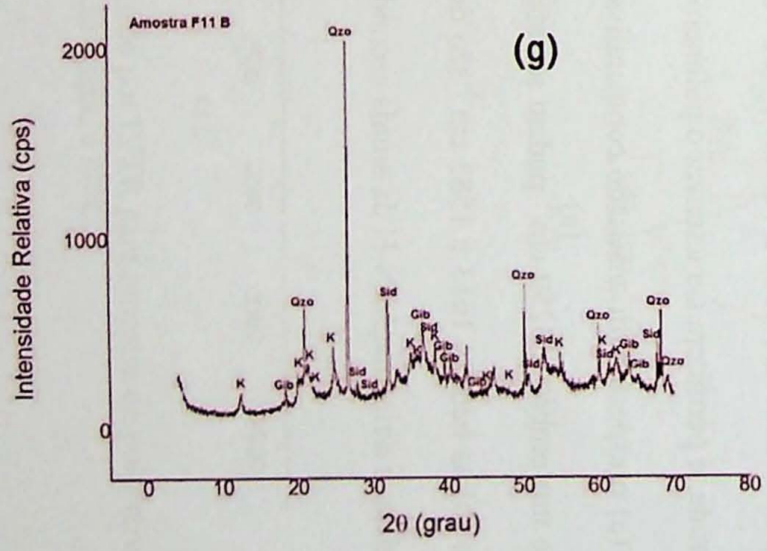


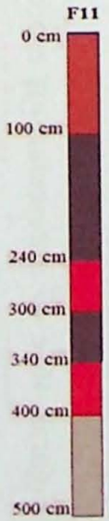

Amostra F8 B
(e)
Intensidade Relativa (cps)
2θ (grau)
Qzo
K
M

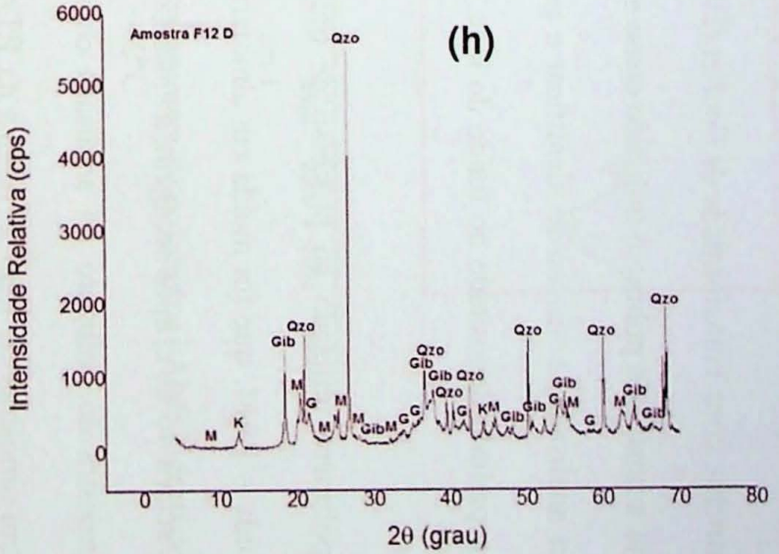

F8
0 cm
120 cm
200 cm
400 cm
460 cm

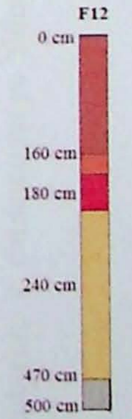

Amostra F10 B
(f)
Intensidade Relativa (cps)
2θ (grau)
Qzo
K
M
Gib


F10
0 cm
140 cm
400 cm
500 cm


Amostra F11 B
(g)
Intensidade Relativa (cps)
2θ (grau)
Qzo
K
Sid
Gib


F11
0 cm
100 cm
240 cm
300 cm
340 cm
400 cm
500 cm


Amostra F12 D
(h)
Intensidade Relativa (cps)
2θ (grau)
Qzo
Gib
M
K


F12
0 cm
160 cm
180 cm
240 cm
470 cm
500 cm

Para completar a caracterização mineralógica das amostras de resíduo do aterro, selecionaram-se algumas amostras (C2, C3, D2, F7, F8 e F10) para análise por espectroscopia de infravermelho com Transformada de Fourier (IVTR).

Uma amostra do polímero utilizado como auxiliar na floculação e desidratação do lodo foi também analisada, e buscou-se identificar a permanência desse material no lodo, mesmo após todo o período depositado no fundo do lago, e posterior deposição na área sob ação das intempéries.

O polímero utilizado no processo de tratamento de água na ETA Taiaçupeba é a poliacrilamida – PAM, que foi moída em almofariz de ágata. Uma outra porção de PAM foi hidratada e seca a 40ºC, e, após secagem, a amostra foi pulverizada em almofariz de ágata.

A amostra do polímero foi analisada com o objetivo de verificar a presença desse composto em amostras de lodo *in natura* da ETA, e compará-las com amostras do resíduo coletados na área de aterro.

As Figuras 46 e 47 apresentam os espectros obtidos para o polímero hidratado, com ampliação para o intervalo 4000 à 1500 $cm^{-1}$ (a). As bandas de absorção são representativas da poliacrilaamida, e permitem caracterizar o polímero.

Em (a) o espectro foi analisado comparativamente à Silva et al. (2007), e uma banda a 3320 $cm^{-1}$ e um ombro a 3250 $cm^{-1}$ podem ser atribuídas à vibração do estiramento N-H das amidas. Em (b) as bandas 1613 e 1583 $cm^{-1}$ são devidas as vibrações de estiramento C=O da amida primária, e deformação N-H da amida secundária.

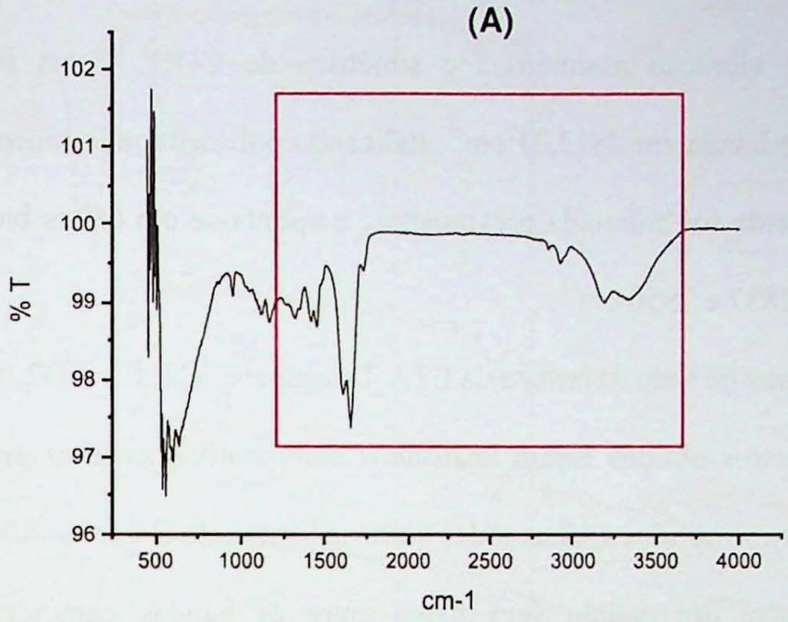



Figura 46 – Espectro obtido por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco à 40ºC

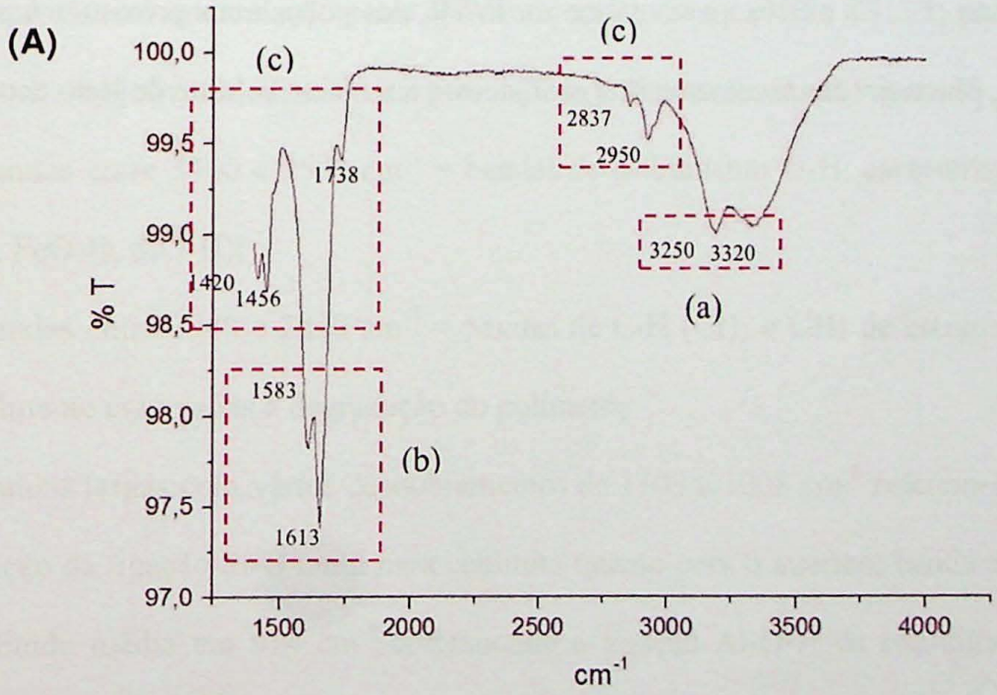



Figura 47 - Detalhe (A) do espectro obtido por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco a 40ºC.

Segundo Silva et al. (2007), a presença de bandas a 1566 $cm^{-1}$ e 1428 $cm^{-1}$ poderiam ser atribuídas a vibração assimétrica e simétrica de $COO^-$. Estas bandas podem estar associadas a uma banda em 2812,21 $cm^{-1}$, indicando poliacrilamida hidrolisada (C-N e C-H). A amostra analisada foi hidratada previamente, e aponta-se em (c) as bandas a 1456 e 1420 $cm^{-1}$ e bandas a 2837 e 2950 $cm^{-1}$.

As amostras de lodo *in natura* da ETA Taiaçupeba, C2, C3 e D2, foram analisadas por IVTR e os espectros obtidos foram analisados comparativamente às amostras do polímero hidratado, (espectros obtidos apresentados entre as bandas de absorção 4000 a 1500 $cm^{-1}$).

Observou-se um padrão semelhante entre as bandas características do polímero hidratado e as bandas de absorção das amostras de lodo. A indicação das bandas características observadas em (a), no lodo, indicam que o polímero permanece como componente no resíduo final do processo de decantação (Figura 48).

Dos perfis obtidos a partir da implantação dos poços de monitoramento, selecionaram-se amostras (F7, F8 e F10), para análise por IVTR, dos poços mais próximos à porção da área indicada, por meio dos levantamentos geofísicos, com maior volume de lodo depositado.

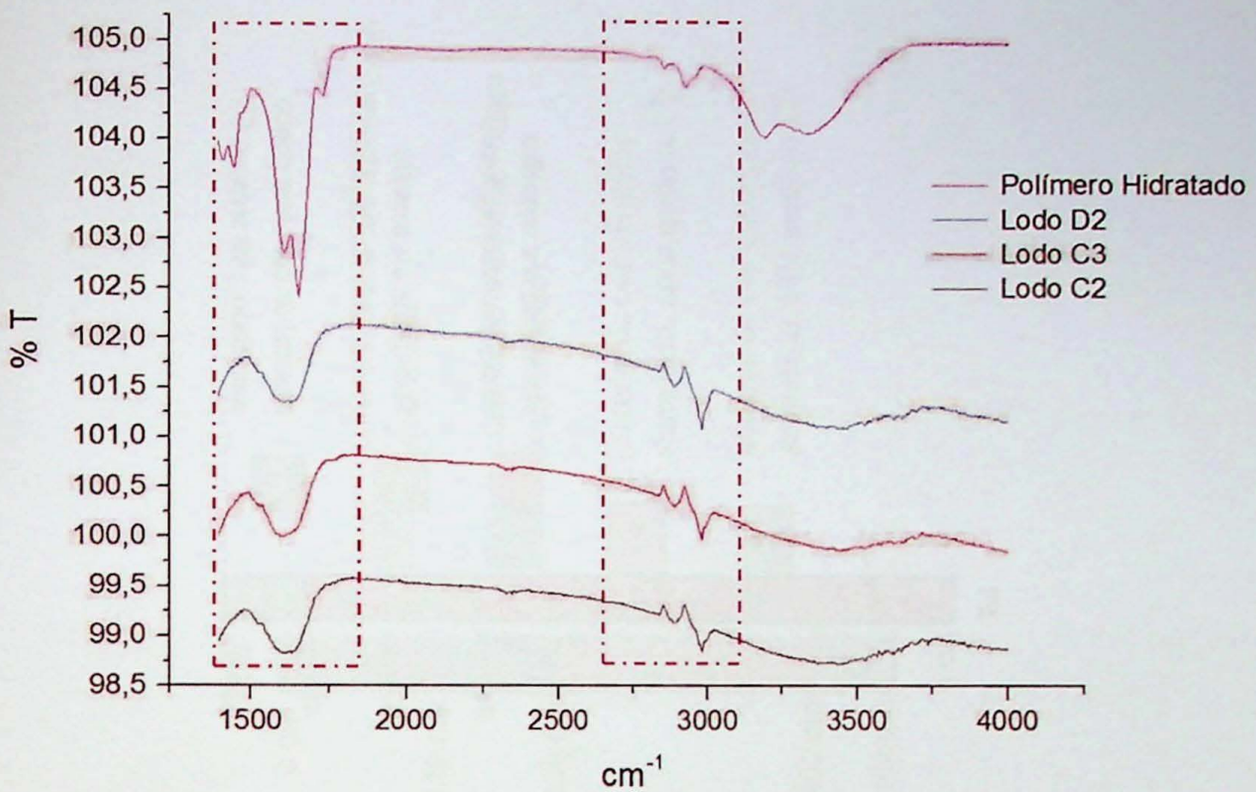



Figura 48 – Comparação entre os espectros obtidos por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco à 40° C e amostras de lodo *in natura*.

A partir das descrições macroscópicas do solo foram selecionadas algumas amostras que apresentassem intercalação entre cobertura com terra e camada de lodo para análises por IVTR, com o objetivo de identificar a presença de polímero residual (Figura 49, 50 e 51).

**(a)** Bandas entre 3700 e 3500 $cm^{-1}$ = bandas de estiramento O-H, característico de argilas (AlO-H, FeO-H, SiO-H);

**(b)** Bandas entre 2940 e 2850 $cm^{-1}$ = bandas de C-H ($CH_3$ e $CH_2$ de estruturas alifáticas), provavelmente associadas a degradação do polímero;

**(c)** Bandas largas com vários desdobramentos de 1103 a 1008 $cm^{-1}$ referem-se ao modo de deformação da ligação Si-O tanto para caulinita quanto para o quartzo; banda de deformação de amplitude média em 914 $cm^{-1}$ corresponde a ligação Al-O-H da caulinita, assim como também bandas desdobradas entre 794 a 796 $cm^{-1}$ e outra em ter 540 e 431 $cm^{-1}$, são atribuídas à ligação Si-O-Al da caulinita.

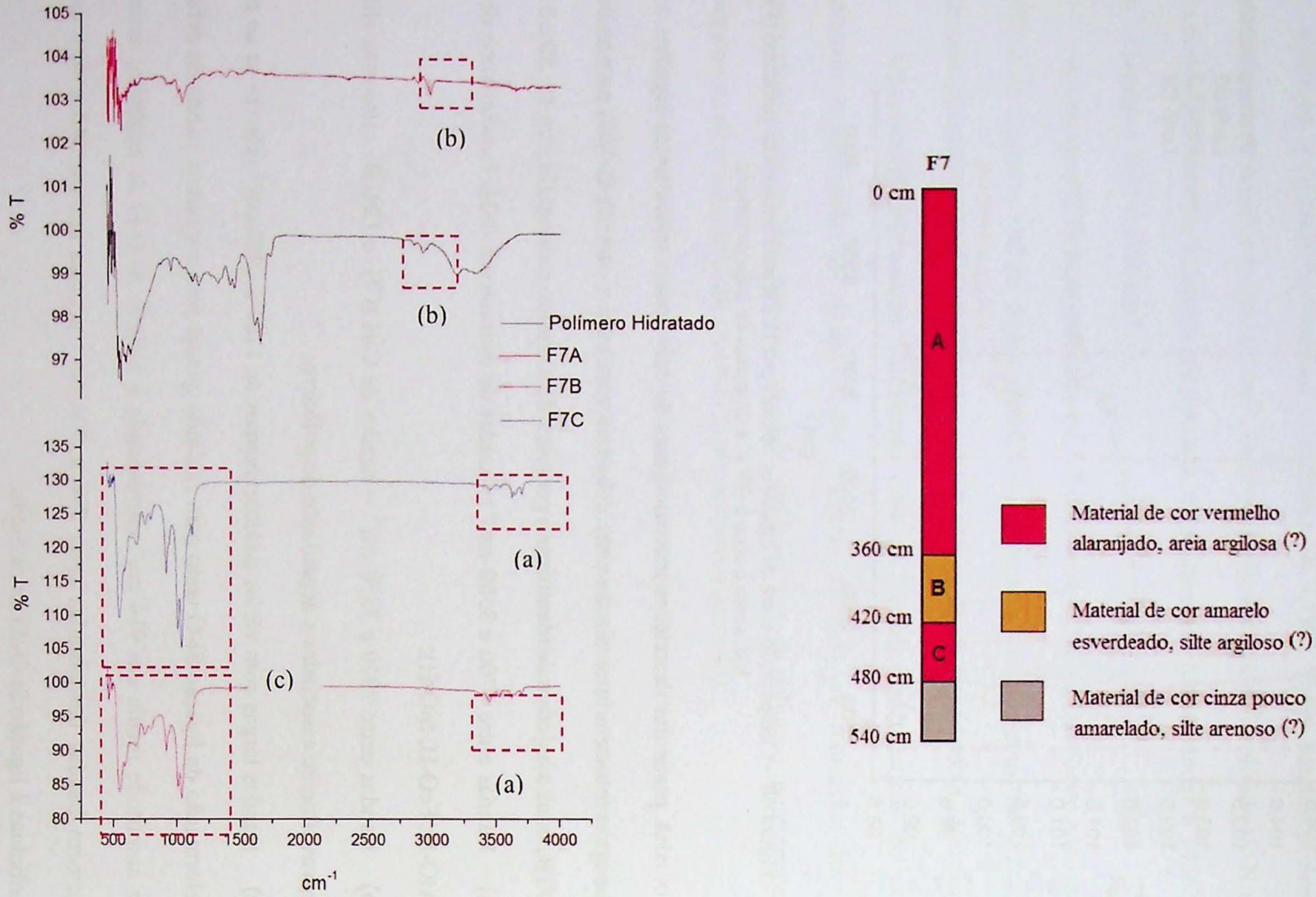
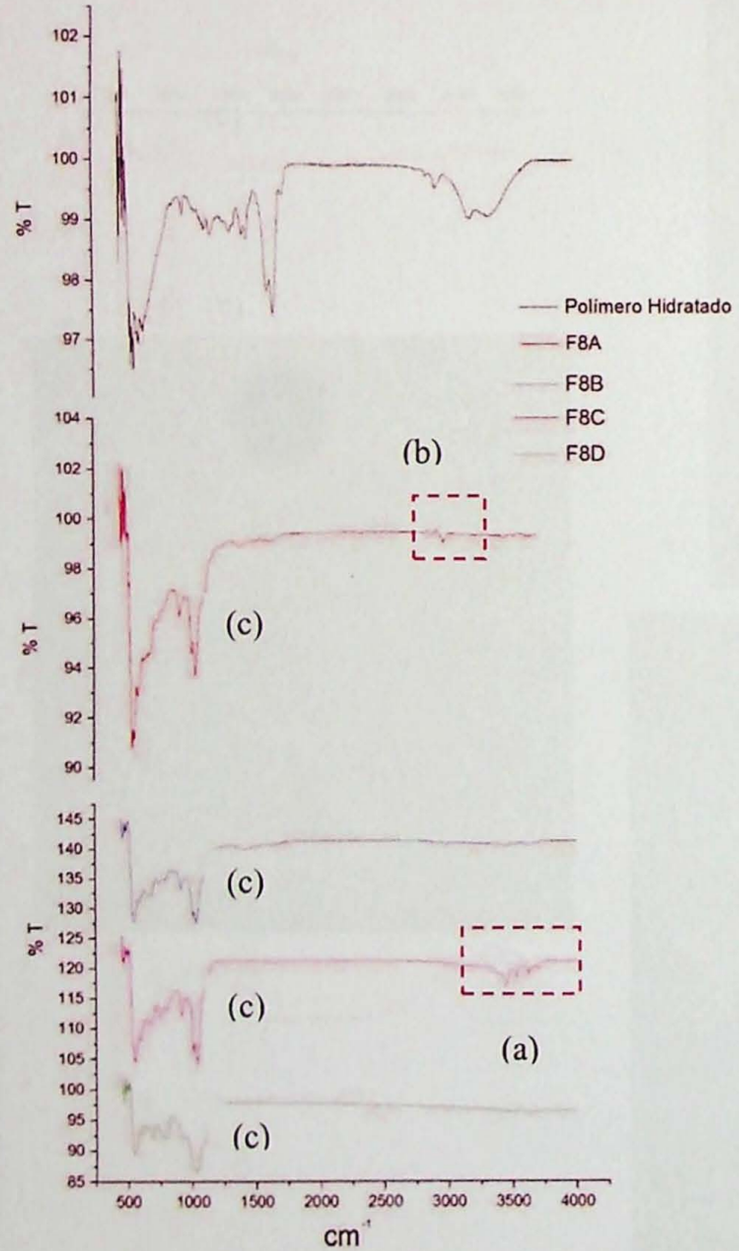



Figura 49 – Comparação entre os espectros obtidos por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco à 40ºC e amostras no perfil de solo F7.



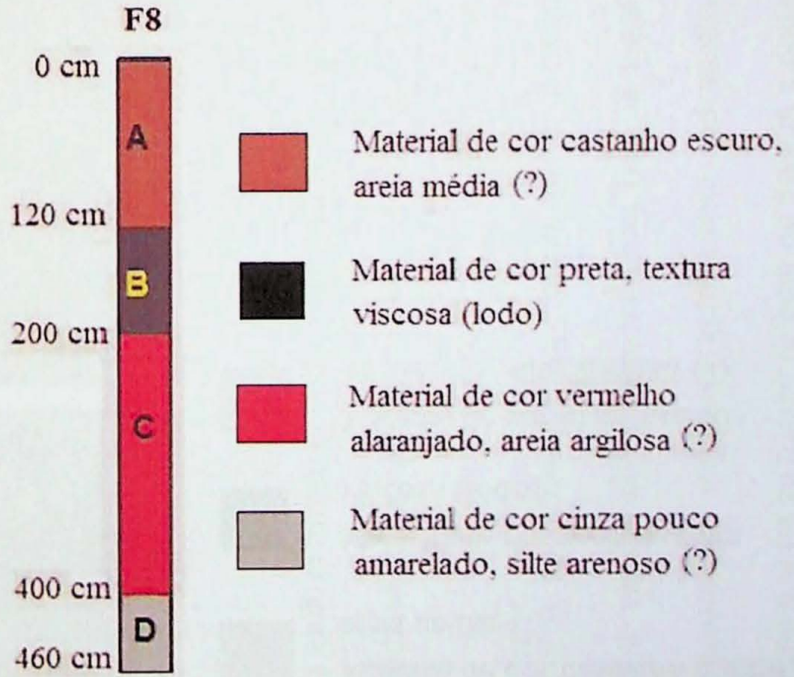




Figura 50 – Comparação entre os espectros obtidos por IVTR para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco à 40°C e amostras no perfil de solo F8.

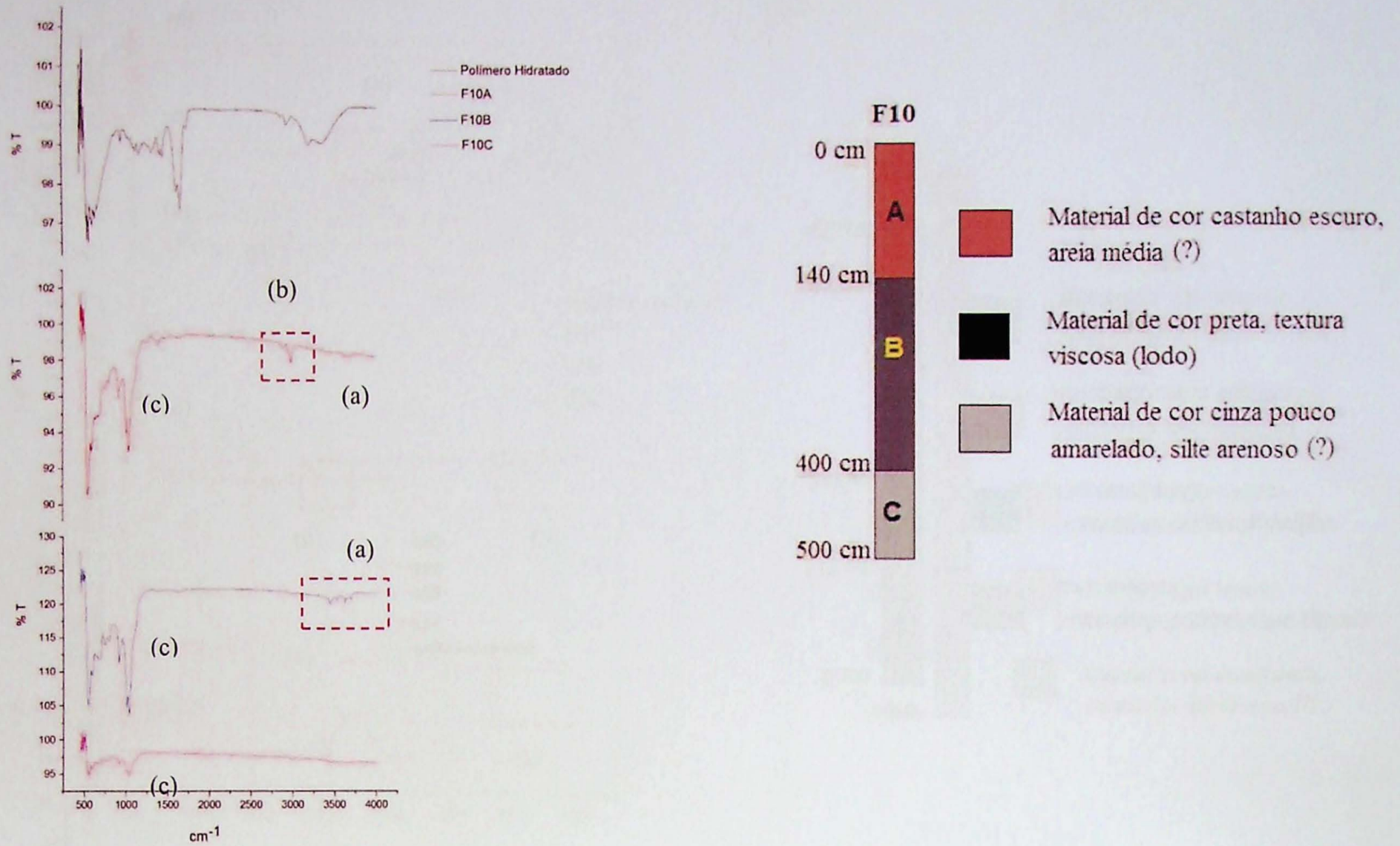



Figura 51 – Comparação entre os espectros obtidos por IVTF para amostra de polímero (PAM) hidratado e seco à 40ºC e amostras no perfil de solo F10.

Completando a análise do lodo *in natura* da ETA e do resíduo na área de deposição, foram feitas imagens por microscopia eletrônica de varredura (MEV). As amostras em grânulos (faixa areia grossa) foram recobertas com platina, e as imagens foram obtidas em equipamento Quanta 600, filamento FEG (filamento de W com recobrimento de Zn para maior estabilidade) e alto-vácuo.

As imagens confirmam a baixa cristalinidade dos componentes minerais, e apontaram a presença de diatomáceas associadas ao lodo *in natura* (Figura 52).

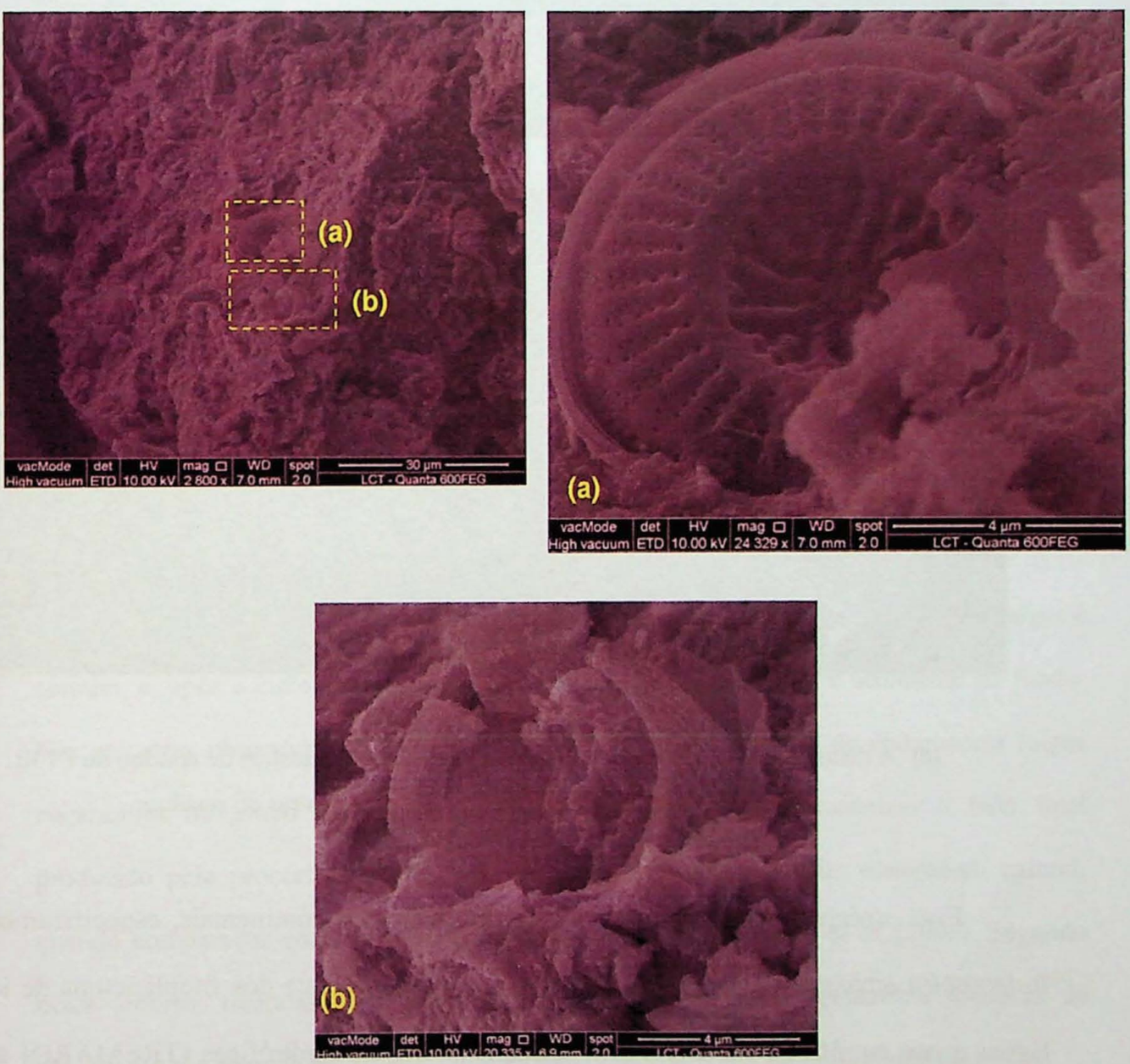
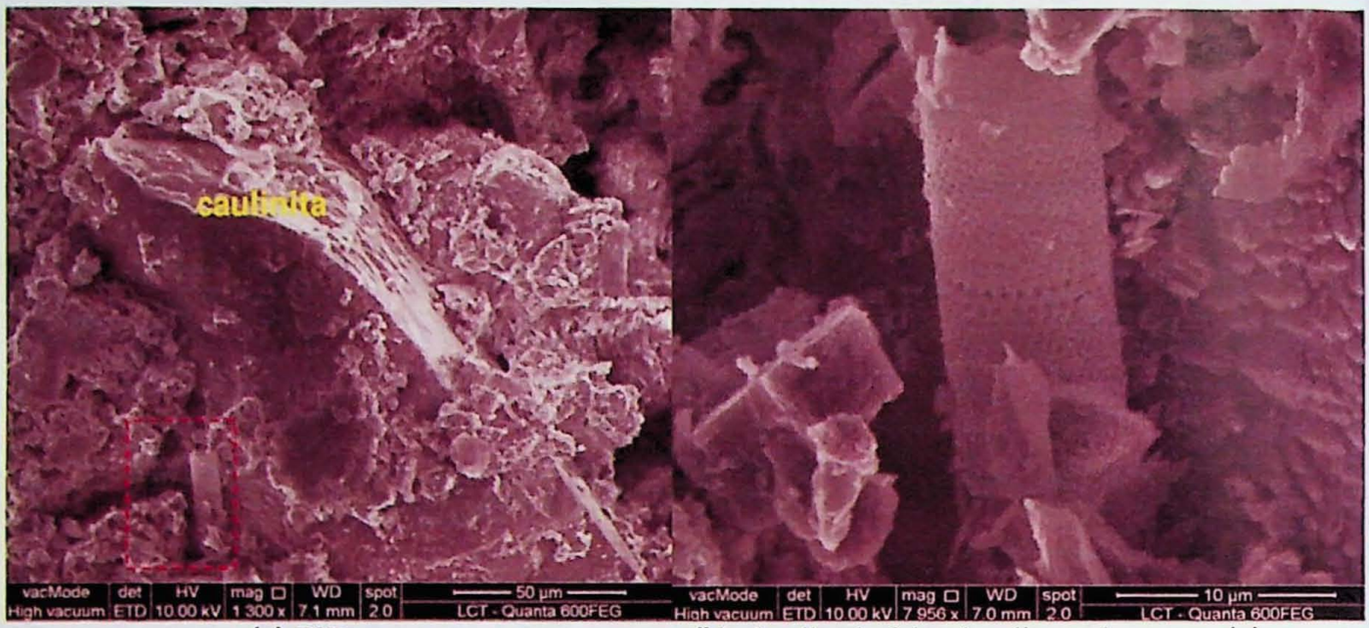
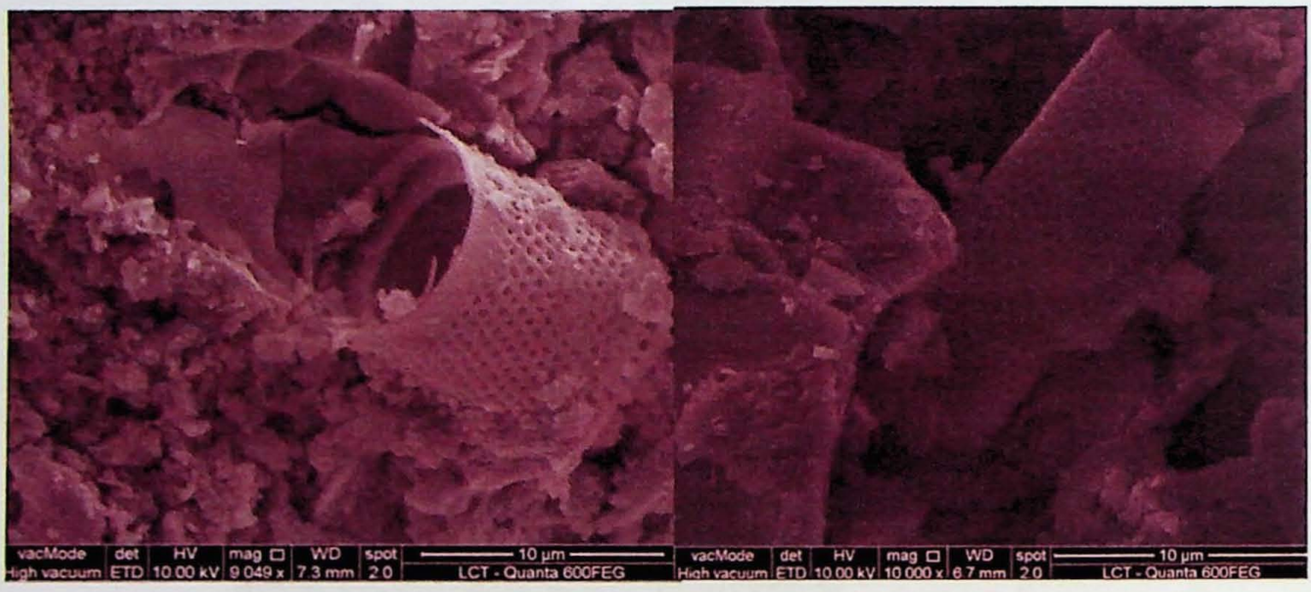



Figura 52 - Imagem obtida por MEV de amostras de lodo apontando a presença de diatomáceas (*Cyclotella ssp.*) (a); e frústulas diatomáceas (b).

Em amostras do resíduo, selecionadas para observação ao MEV, observou-se caulinita microcristalina e fragmentos de diatomáceas (Figura 53).




**(a)** F8B **(b)** detalhe de frústulas diatomáceas em **(a)**




**(c)** A diatomácea *Aulacoseira ambígua* é abundante nas amostras de resíduo de F10B.

Figura 53 – Fotomicrografias por MEV de amostras do resíduo.

Essa espécie de diatomácea é característica de águas continentais, especificamente a *Aulacoseira ambígua* que representa um componente importante dos fitoplânctons de lagos, lagoas e rios eutróficos, e também está presente em águas oligotróficas (TREMARIN *et al.*, 2013).

A caracterização pelas técnicas aplicadas aos materiais sólidos, DRX, IVTR e MEV, evidenciou que a composição mineralógica do lodo *in natura* e do resíduo é, essencialmente, quartzo, argilas (principalmente caulinita, e secundariamente gibbsita), e a presença de minerais primários, como ortoclásio, muscovita.

O lodo depositado no solo teve influência no aumento da matéria orgânica e CTC, e, consequentemente, na retenção de elementos possivelmente contaminantes, como os metais. No entanto, os teores de Fe, Al e Mn mais elevados em determinados pontos está associado à deposição do lodo, que apresenta elevados teores desses elementos.

A presença de polímero PAM, utilizado tanto no processo de flotação quanto na secagem do lodo, foi identificada no lodo *in natura* estocado pela SABESP. Comparado aos resíduos depositados na área, ficou evidenciado que esse material, mesmo após quase 15 anos sobre condições diversas em meio aquoso e sob ação de intempéries, ainda apresenta resquícios desse polímero.

Por estar o depósito em área na qual o aquífero freático está bem próximo do resíduo, encontrou-se evidências do polímero em camadas acima da camada de lodo depositado. A flutuação do lençol freático permitiu, possivelmente, o transporte desse material dissolvido entre as camadas.

Em lagoas de água doce, tal como o reservatório de Taiaçupeba, a presença de algas é comum, e, após o ciclo de vida desses organismos, eles irão compor o sedimento de fundo. Nas amostras observadas de lodo a presença de carapaças silicosas de diatomáceas (algas eucariontes do grupo Crisófitas) em abundância, permite-nos caracterizar o lodo final produzido pelo processo de tratamento de água como um compósito diatomáceo natural, quando comparados com os dados analisados ao trabalho de Souza *et al.* (2003). Segundo esses autores, frústulas diatomáceas de formato tubular, morfologicamente idênticas às observadas em abundância no lodo, apresentam impurezas como caulinita e gibbsita.

A superfície das partículas de diatomáceas (frústulas) são escamosas com orifícios retangulares visíveis formando um padrão de colmeia. Esse padrão conferiria ao material uma elevada propriedade filtrante, e observou-se nos orifícios micropartículas de caulinita alojados.

A baixa cristalinidade observada pelas análises por DRX poderia estar associada a presença abundante de diatomáceas no lodo, provavelmente uma fase amorfa, na forma de sílica opalina.

### c) Águas Subterrâneas e superficiais

Os resultados analíticos das águas subterrâneas e superficiais estão apresentados em tabelas e interpretados por comparação com os valores da legislação ambiental e sanitária estadual de São Paulo e Federal, atualmente em vigor, respectivamente CETESB/14 (CETESB, 2014); Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) alterada pela Resolução nº 430/11 e Resolução CONAMA nº 396/08.

Cale lembrar que as coletas de águas (subterrâneas e superficiais) foram realizadas em dois momentos ou períodos: no mês abril de 2014, final do período chuvoso, e no mês de novembro, do mesmo ano, final do período seco. Tal proposta teve como finalidade aferir a variação temporal dos parâmetros ambientais de qualidade da água, pois, dependendo das condições climáticas, as fontes de contaminação podem atuar de forma contínua ou intermitente.

A pluviosidade propicia a lixiviação e o transporte dos poluentes. Segundo Brouyére *et al.*, (2004), as variações no nível freático afetam a evolução da contaminação do aquífero, visto que, durante períodos de elevação do nível freático os contaminantes migram em profundidade no perfil do solo, na zona anteriormente não saturada, a qual é lavada após saturação, induzindo a um aumento na concentração desses elementos na água subterrânea.

De forma contrária, quando o nível freático baixa, a frente de contaminação é desconectada da zona saturada, e concentrações desses elementos diminuem. O excesso de água pode ocasionar lixiviação de sais para o freático.

A estação seca no Estado de São Paulo, historicamente, é considerada entre os meses de abril a setembro, com precipitações mensais inferiores a 100 mm. Porém, em 2014, esse período apresentou-se mais severo, estendendo-se até outubro, mês que apresentou precipitação 75% inferior à média histórica (CETESB, 2015). Para 2014, o período úmido, iniciado tardiamente em novembro, apresentou-se muito mais seco que o historicamente observado, com redução significativa nas precipitações nos meses de janeiro e fevereiro.

A Figura 54 demonstra que o Estado de São Paulo apresentou um volume anual de chuvas em 2014 de 1.055 mm, ou seja, 26 % inferior à média histórica dos 19 anos anteriores. O ano de 2014 foi o ano mais seco nesse período, com volumes de chuvas superiores à média ocorrendo em poucos meses, com destaque para setembro com chuva 21 % acima da média. Em dezembro, mês com maior índice pluviométrico em 2014, a precipitação foi 8 % menor que a média histórica, enquanto junho foi o mais seco, com redução de 57 % em relação à média histórica (CETESB, 2015).

A análise dos resultados obtidos considerou especial atenção à questão da variação temporal anômala das precipitações ocorridas no ano de 2014, período com reflexo direto nas épocas de amostragem nesse ano.

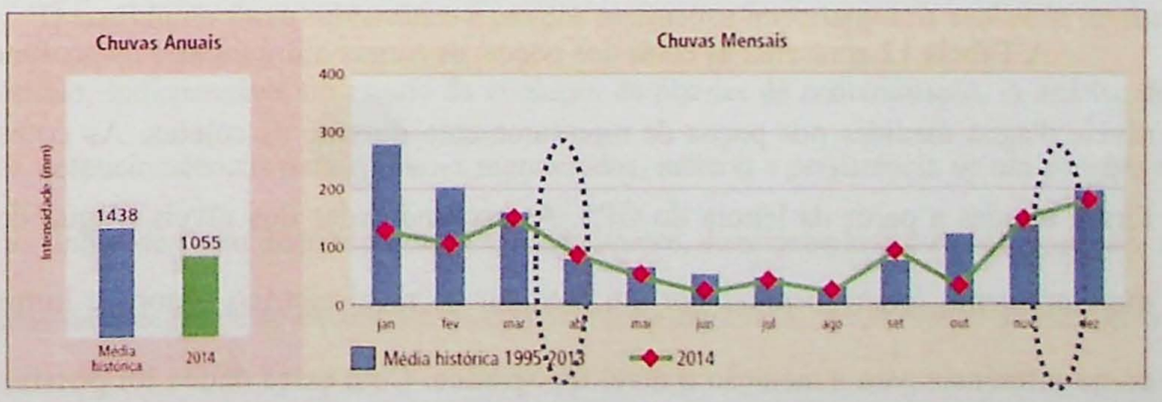



Figura 54 – Intensidades de chuvas mensais e anuais no estado de São Paulo em 2014 com destaque para os meses de coleta de águas (Fonte: CETESB/2015).

Analisando-se a recorrência de chuvas a partir do acumulado da precipitação anual para os últimos três anos, comparativamente à média histórica para os sistemas de produção de água na RMSP, observou-se que o Sistema Alto Tietê (localização da área de estudo), juntamente com o Sistema Cantareira, apresentaram baixos volumes de precipitação para o ano de 2014, quando comparados aos anos anteriores (Figura 55). Essa característica climática para o período será considerada quando da análise dos dados obtidos para coleta de água.

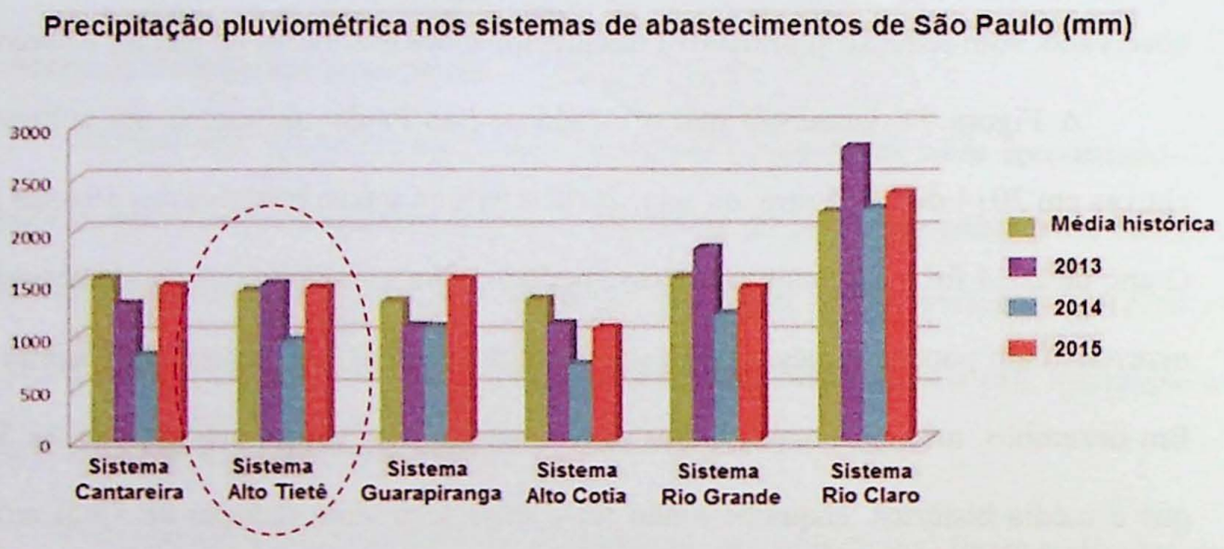



Figura 55 – Dados acumulados da precipitação (mm) para os anos de 2013-2014-2105 comparativos à média histórica nos sistemas produtores de água da RMSP.

### *c.1) Monitoramento do nível d'água dos poços de monitoramento*

A Tabela 12 apresenta as cotas dos poços, as cargas hidráulicas e as profundidades dos níveis d'água medidas nos poços de monitoramento durante as coletas. As cotas dos poços foram obtidas a partir da leitura do GPS. As profundidades dos níveis d'água dos poços de monitoramento foram medidas por um medidor de nível elétrico sonoro e luminoso, tendo como referência para a medição o nível topográfico. Com esses dados foi possível calcular a carga hidráulica de cada poço em relação ao nível topográfico.

Normalmente em aquífero livre, como é o caso da área de estudo, a variação ou oscilação do nível estático está condicionada à precipitação. A medição dos níveis d'água dos poços de monitoramento, nas duas campanhas, mostrou que a superfície freática teve influência direta dos 6 meses de chuva e/ou de estiagem que antecederam as coletas. O poço F5a apresentou um comportamento diferenciado aos demais poços avaliados. Esse poço está localizado após os diques de contenção do aterro, na área da planície de inundação do vertedouro, e esse comportamento pode estar associado à escassez de chuvas do período.

Tabela 12 – Cargas hidráulicas medidas nas campanhas de coleta de águas.

| Poço | Coordenadas | | Cota | Nível d'água (m) | | Carga hidráulica (m) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Longitude | Latitude | (m) | Abr./14 | Nov./14 | Abr./14 | Nov./14 |
| F1 | 23°34'10.50" S | 46°17'18.02" O | 744,00 | 3,20 | 3,25 | 740,80 | 740,75 |
| F2 | 23°34'11,40" S | 46°17'10,40" O | 744,00 | 2,62 | 3,46 | 741,38 | 740,54 |
| F5a | 23°34'04,70" S | 46°17'10,20" O | 741,00 | 1,14 | 0,49 | 739,86 | 740,51 |
| F6 | 23°34'10,50" S | 46°17'53,50" O | 741,00 | 0,56 | 0,58 | 740,44 | 740,42 |
| F7 | 23°34'13,00" S | 46°17'10,10" O | 742,00 | 0,68 | 2,47 | 741,32 | 739,53 |
| F8 | 23°34'10,90" S | 46°17'09,30" O | 748,00 | 1,99 | 3,62 | 746,01 | 744,38 |
| F9 | 23°34'11,00" S | 46°17'08,20" O | 745,00 | 1,96 | 3,66 | 743,04 | 741,34 |
| F10 | 23°34'10,20" S | 46°17'09,90" O | 745,00 | 1,43 | 3,05 | 743,57 | 741,95 |
| F11 | 23°34'10,20" S | 46°17'07,40" O | 743,00 | 1,82 | 2,86 | 741,18 | 740,14 |
| F12 | 23°34'11,10" S | 46°17'13,30" O | 744,00 | 1,94 | 3,12 | 742,06 | 740,88 |
| F13 | 23°34'10,00" S | 46°17'12,40" O | 745,00 | 1,96 | 3,13 | 743,04 | 741,87 |
| F16 | 23°34'06,40" S | 46°17'13,90" O | 740,00 | 0,14 | 0,48 | 739,86 | 739,52 |
| Rio | 23°34'12,62" S | 46°17'54,62" O | | | | | |
| Vertedouro | 23°34'11,00" S | 46°17'20,88" O | | | | | |

Através da interpolação das cargas hidráulicas, construíram-se mapas potenciométricos da área, com o auxílio do programa *Surfer* 8.0, para verificar o sentido de fluxo da água subterrânea.

O sentido do fluxo subterrâneo é um dos parâmetros importantes na avaliação de risco do resíduo, indispensável no estudo da evolução de plumas de contaminação. A análise dos mapas potenciométricos para os meses monitorados, indicou a persistência de um padrão, no qual as linhas de fluxo distribuem-se quase radialmente, direcionando o fluxo da água para as margens da área, onde se encontram os corpos d'água superficiais (vertedouro da barragem e rio).

A Figura 56 mostra que os poços F1, F13 e F10 estão localizados em uma possível faixa divisora de água. O poço F5a, fora do aterro contido pelos diques, apresentou comportamento típico em relação à resposta da pluviosidade, pois ao invés de o nível rebaixar, aumentou.

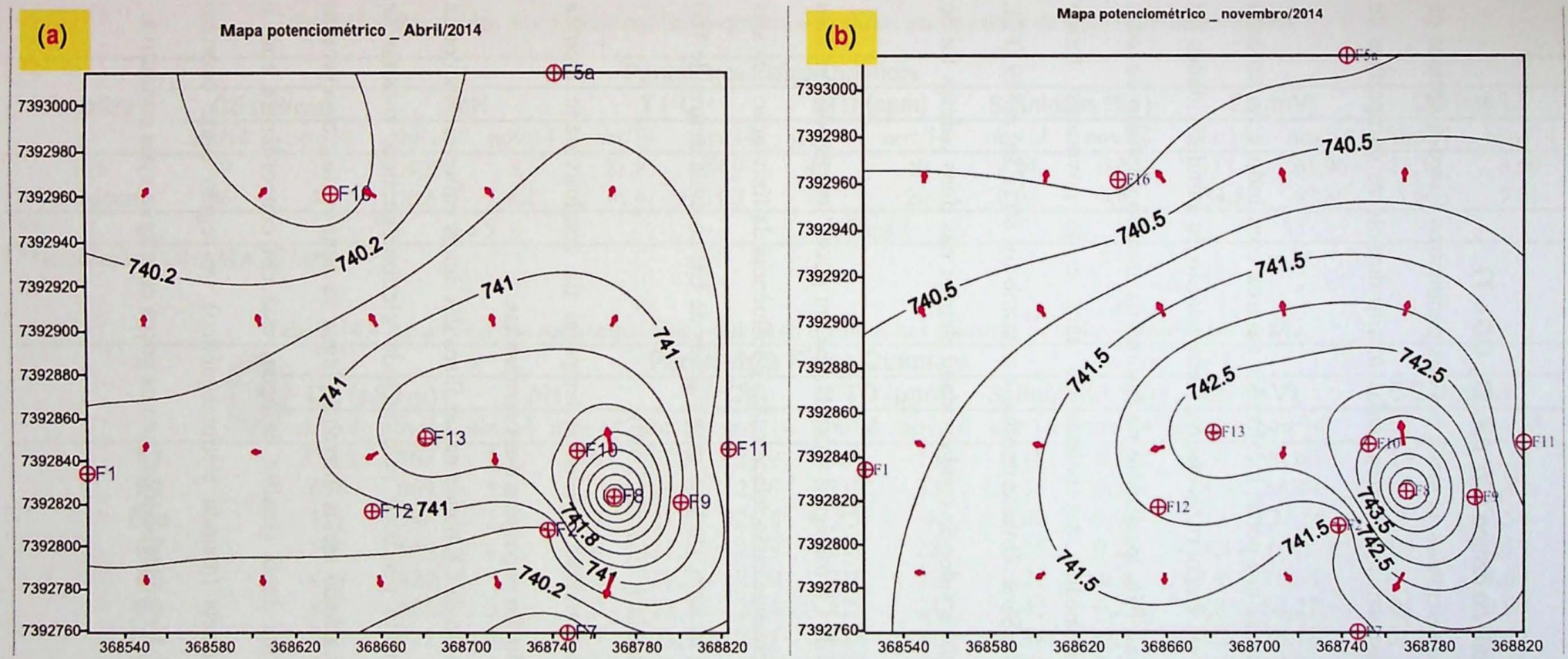



Figura 56 – Mapas potenciométricos da área estudada: (a) do mês de abril de 2014; (b) mês de novembro de 2014.

### *c.2) Análise de parâmetros medidos no campo (CE, pH, Eh, OD e T)*

Na Tabela 13 e 14 estão apresentadas as medições dos parâmetros físico-químicos de água superficial e subterrânea, respectivamente, realizadas *in situ* durante as campanhas de amostragem.

As CE das amostras coletadas nos poços localizados na área com lodo e no entorno foram mais elevadas, chegando até cinco vezes maiores em relação às condutividades do ponto-controle F6 e poços F7, F5a e F16, localizados no entorno da área do depósito de lodo. Na área do aterro, os valores médios das coletas de abril e de novembro foram respectivamente 517, 95 e 451,27 µS/cm. O valor mínimo e máximo foi 80 (F5a) e 669 (F2), respectivamente. No ponto-controle o valor da condutividade elétrica nas duas coletas foi de 96 µS/cm.

As maiores concentrações de CE nas águas subterrâneas em poços localizados na área com lodo (> 100 µS/cm), provavelmente estão relacionadas à influência da lixiviação dos sais do lodo do aterro para o aquífero freático. De fato, para valores de CE na água acima de 100 µS/cm há a indicação de contaminação (CETESB, 2009).

A Figura 57 apresenta a variação espacial e temporal da condutividade elétrica analisada em função da localização dos poços, nas duas campanhas.

Comparando-se a informação da CE obtida nas análises das águas subterrâneas com a informação obtida no levantamento geofísico pelo método eletromagnético, mesmo se tratando de técnicas diferentes, medindo meios diferentes (água *vs* água+solo), observou-se que a informação obtida de forma direta (análise de água) está em concordância com a informação obtida de forma indireta (método eletromagnético). A região onde ocorrem anomalias eletromagnéticas positivas é onde se localizam os poços com água mais condutiva.

Tabela 13 – Resultados dos parâmetros físico-químicos medidos nas amostras de água superficiais *in situ*.

| Amostra | Parâmetros Físico-Químicos | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | CE (µS/cm) | | pH | | T (°C) | | STD (ppm) | | Salinidade (‰) | | Eh (mV) | | OD (mg/L) | |
| | abr/14 | nov/14 | abr/14 | nov/14 | abr/14 | nov/14 | abr/14 | nov/14 | abr/14 | nov/14 | abr/14 | nov/14 | Abr/14 | Nov/14 |
| Rio | 89 | 79 | 4,9 | 5,7 | 21,8 | 24,9 | 44 | 40 | 0,04 | 0,04 | -11 | 61,96 | 11,11 | 3,60 |
| Vertedouro | 36 | 41 | 6,6 | 5,1 | 18,4 | 31,7 | 18 | 20 | 0,02 | 0,02 | -34,8 | 92,88 | 3,66 | 7,01 |
| ** | 6 a 9 | | | | | | 500 mg/L | | | | | | | |

**Resolução CONAMA 357/05

Tabela 14 – Resultados dos parâmetros físico-químicos medidos nas amostras de águas subterrâneas *in situ*.

| | Parâmetros Físico-Químicos | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | CE (µS/cm) | | pH | | T (°C) | | STD (ppm) | | Salinidade (‰) | | Eh (mV) | | OD (mg/L) | |
| | abr/14 | nov/14 | abr/14 | nov/14 | abr/14 | nov/14 | abr/14 | nov/14 | abr/14 | nov/14 | abr/14 | nov/14 | abr/ | nov/14 |
| **F1** | 372,5 | 367 | 5,9 | 5,0 | 21,5 | 23,2 | 186 | 184 | 0,18 | 0,17 | 8,9 | 90,65 | 7,14 | 1,29 |
| **F2** | 638 | 669 | 5,8 | 5,7 | 24,9 | 23,9 | 319 | 334 | 0,31 | 0,32 | -18,9 | 58,44 | 0,3 | 1,48 |
| **F5a** | 171 | 80 | 5,6 | 4,4 | 21,5 | 26,8 | 85 | 40 | 0,08 | 0,04 | -1,1 | 127,56 | 0,9 | 2,54 |
| **F7** | 509 | 569 | 6,2 | 5,6 | 21,8 | 21,9 | 255 | 285 | 0,25 | 0,28 | -24,4 | 64,1 | 1,99 | 0,13 |
| **F8** | 429 | 420 | 5,5 | 5,4 | 21,2 | 21,9 | 215 | 210 | 0,21 | 0,2 | -2,4 | 75,34 | 0 | 1,07 |
| **F9** | 857 | 485 | 5,9 | 5,2 | 23,7 | 22,4 | 429 | 243 | 0,42 | 0,23 | -6,8 | 83,27 | 0,01 | 0,96 |
| **F10** | 767 | 622 | 5,8 | 5,4 | 21,7 | 21,1 | 384 | 311 | 0,38 | 0,3 | -11,2 | 76,18 | 0 | 0,44 |
| **F11** | 745 | 449 | 5,9 | 5,5 | 21,7 | 20,8 | 373 | 225 | 0,36 | 0,22 | 0,6 | 67,11 | 0,65 | 0,55 |
| **F12** | 532 | 559 | 6,1 | 5,6 | 20,3 | 19,7 | 266 | 280 | 0,26 | 0,27 | -6,1 | 66,32 | 0,23 | 0 |
| **F13** | 492 | 605 | 5,6 | 5,9 | 22,6 | 20,0 | 246 | 302 | 0,24 | 0,3 | 19,3 | 54,62 | 0 | 0 |
| **F16** | 185 | 139 | 6,1 | 4,4 | 21,2 | 22,0 | 92 | 69 | 0,09 | 0,06 | -15,0 | 123,5 | 1,36 | 2,41 |
| **Mínimo** | 171 | 80 | 5,5 | 4,4 | 20,3 | 19,7 | 85 | 40 | 0,08 | 0,04 | -24,4 | 54,62 | 0 | 0 |
| **Máximo** | 857 | 669 | 6,2 | 5,9 | 24,9 | 26,8 | 429 | 334 | 0,42 | 0,32 | 19,3 | 127,56 | 7,14 | 2,54 |
| **Média** | 517,95 | 451,27 | 5,9 | 5,3 | 22,0 | 22,2 | 259,09 | 225,73 | 0,25 | 0,22 | -5,19 | 80,64 | 1,14 | 0,98 |
| **F6** | 96 | 96 | 5,8 | 4,7 | 20,2 | 22,08 | 48 | 48 | 0,05 | 0,04 | -22,7 | 116,11 | 0,84 | 0,70 |
| [1]**VMP (CETESB/2014)** | 6 a 9,5 | | | | | | | | | | | | | |

O F6 é amostra de controle; F7, F5a e F16 poços localizados no entorno da área onde houve disposição de lodo de ETA

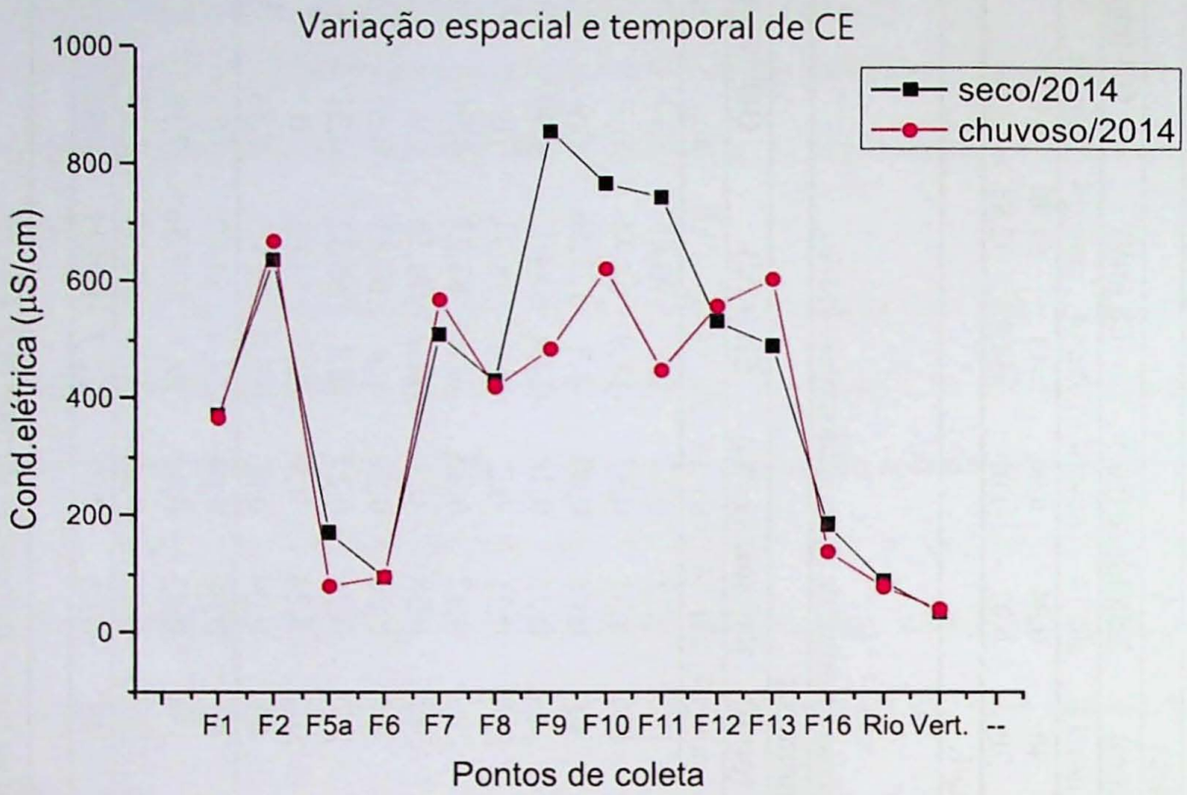



Figura 57 – Variação espacial e temporal da Condutividade Elétrica (CE) nas águas analisadas.

As amostras de águas monitoradas apresentaram pH ácido (Figura 58), uma característica natural das águas subterrâneas da região; sugere-se que podem ter sido influenciadas pelo pH do solo.

Em geral, o pH das águas subterrâneas varia entre 5,5 e 8,5. Em casos excepcionais pode variar entre 3 e 11 (CUSTODIO e LLAMAS, 1975; FEITOSA e MANOEL FILHO, 1997), e as alterações do pH podem ter origem natural ou antrópica. Em águas com grande conteúdo de matéria orgânica o pH tende a ser ácido.

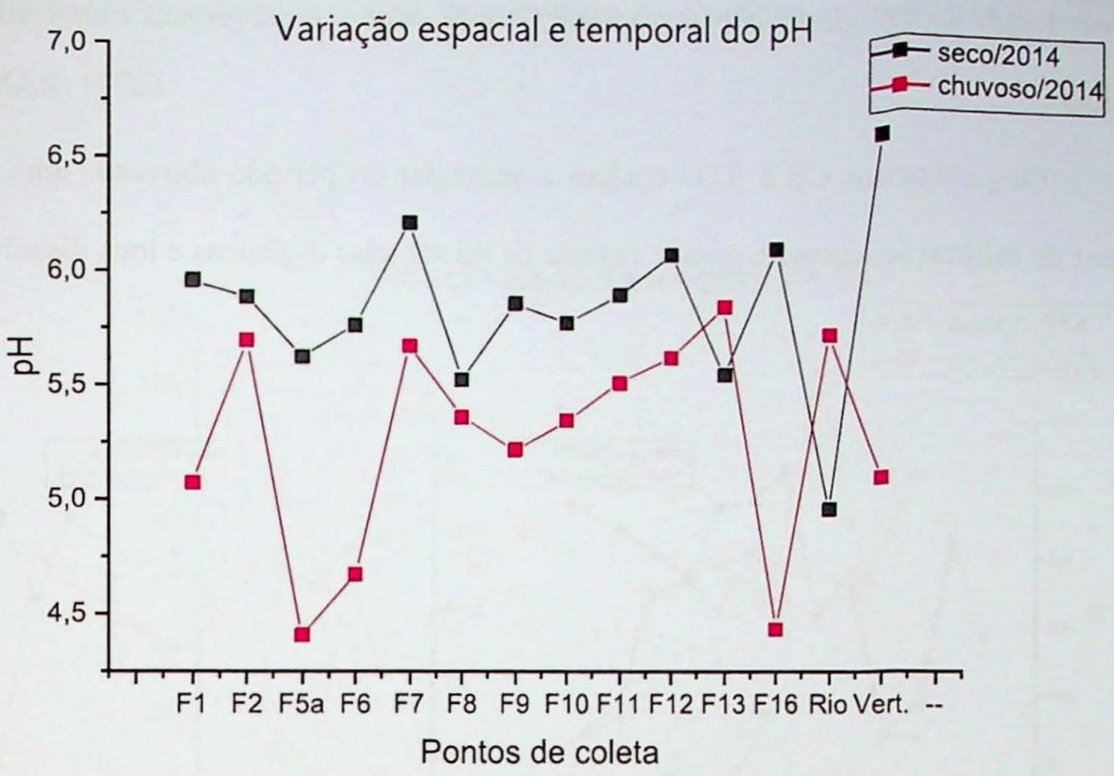



Figura 58 – Variação espacial e temporal do pH nas amostras de água analisada.

As amostras de água dos poços localizados na área do aterro são mais mineralizadas, e apresentam valores de STD de até 429 mg/l. As amostras de água do poço-controle apresentaram menores valores de STD, da ordem de 48 mg/L (Tabela 13 e 14). Os dados contidos nas tabelas indicam que as concentrações de STD são sazonais; em abril (fim do período chuvoso), ocorreu um aumento das concentrações, favorecido pela lixiviação das substâncias contidas no lodo, aumentando as concentrações de STD no aquífero freático.

Os sólidos totais dissolvidos (STD) representam a soma de todos os constituintes químicos dissolvidos na água, e para uma visualização integrada da correlação da CE, STD, salinidade e do pH, os gráficos da Figura 59 foram agrupados na mesma figura, onde identifica-se que a CE apresentou uma relação de proporcionalidade com STD e a salinidade. Esses parâmetros apresentaram valores altos na coleta de abril e baixos na coleta de novembro, porque o volume das chuvas acumuladas nos seis meses que antecederam a primeira coleta, foi superior ao volume das chuvas acumuladas nos seis meses que

antecederam a segunda coleta (novembro), o que pode ter provocado maior lixiviação no resíduo.

Os parâmetros CE e STD tendem a aumentar no período chuvoso, uma vez que as águas de infiltração carreiam grande volume de substâncias orgânicas e íons dissolvidos.

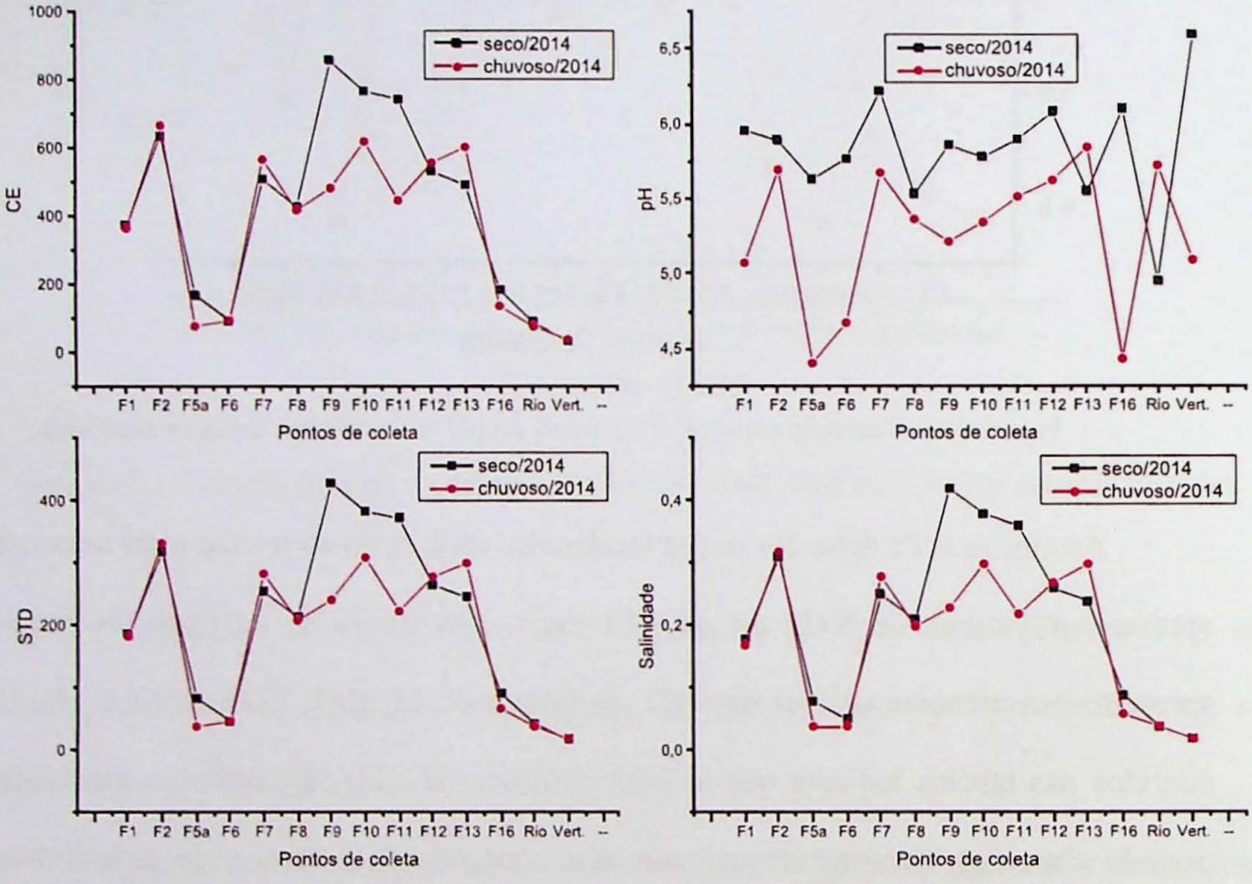



Figura 59 – Variação espacial da CE; STD e a Salinidade das águas subterrâneas.

O potencial redox (Eh) das amostras (águas subterrâneas e superficiais) indicou ambiente redutor, para as águas coletadas em abril, e oxidante, para as coletas de novembro (Figura 60).

O Eh de um sistema mede a estabilidade de íons em um nível de oxidação determinado. Os sistemas são regidos por condições de pH, pressão e temperatura, sendo que a existência de oxigênio e matéria orgânica são fatores de grande importância para a evolução

e estabilidade do sistema redox na determinação de oxidantes ou redutores (CUSTÓDIO e LLAMAS, 1996).

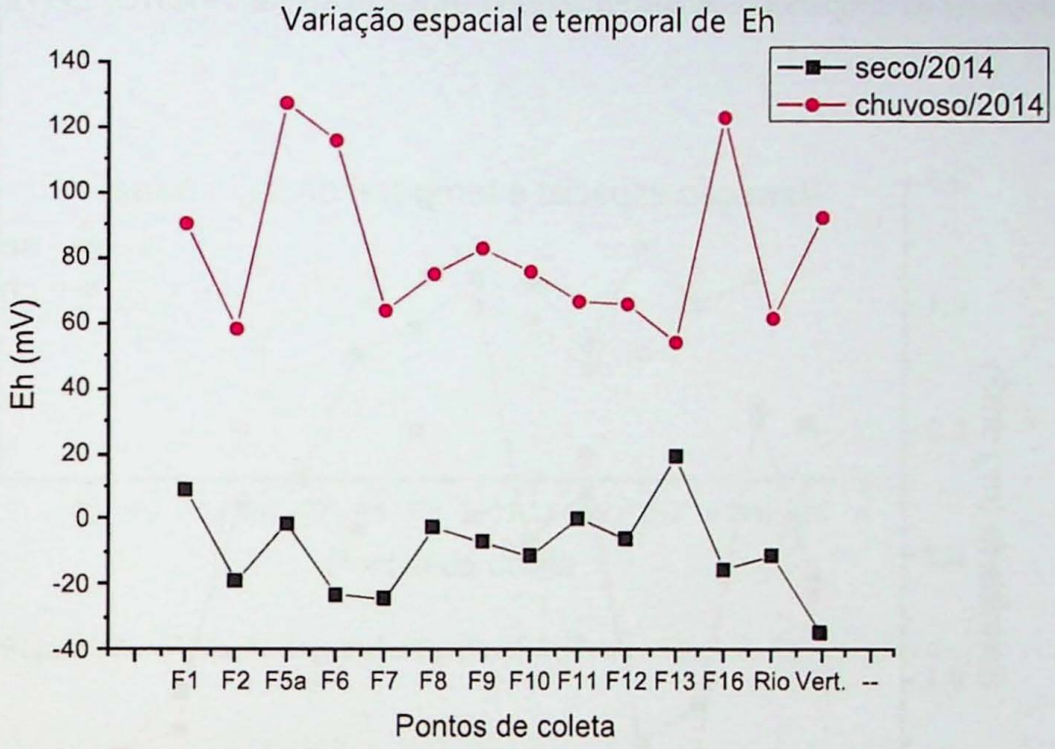



Figura 60 – Variação espacial e temporal do Eh de amostra de água analisada.

Os valores da salinidade que constam na Tabela 13 e 14 medidos em campo (20–40 ‰), permitem que se classifiquem as águas superficiais e subterrâneas da área estudada como doces (≤0,5 ‰ ou ≤500 mg $dm^{-3}$ Resolução CONAMA 357/05).

A Figura 61 mostra a variação espacial e temporal da salinidade, entre os poços coletados.

A elevação temperatura aumenta a taxa das reações físicas, químicas e biológicas, diminuindo a solubilidade dos gases na água, e aumentando a taxa de transferência de gases (DERISIO, 2012). Nas águas subterrâneas a amplitude térmica anual geralmente é baixa (de 1 a 2 °C), e independe da temperatura atmosférica, a não ser nos aquíferos freáticos pouco profundos, onde a temperatura é um pouco superior à da superfície. Em profundidade,

depende do grau geotérmico (1 °C/ 30 m em média) podendo sofrer maiores elevações provocadas por gêiser, vulcanismo, radioatividade etc. Nos aquíferos freáticos a temperatura depende da temperatura atmosférica, enquanto que nos aquíferos profundos a temperatura não depende da temperatura atmosférica (FEITOSA e MANOEL FILHO, 1997).

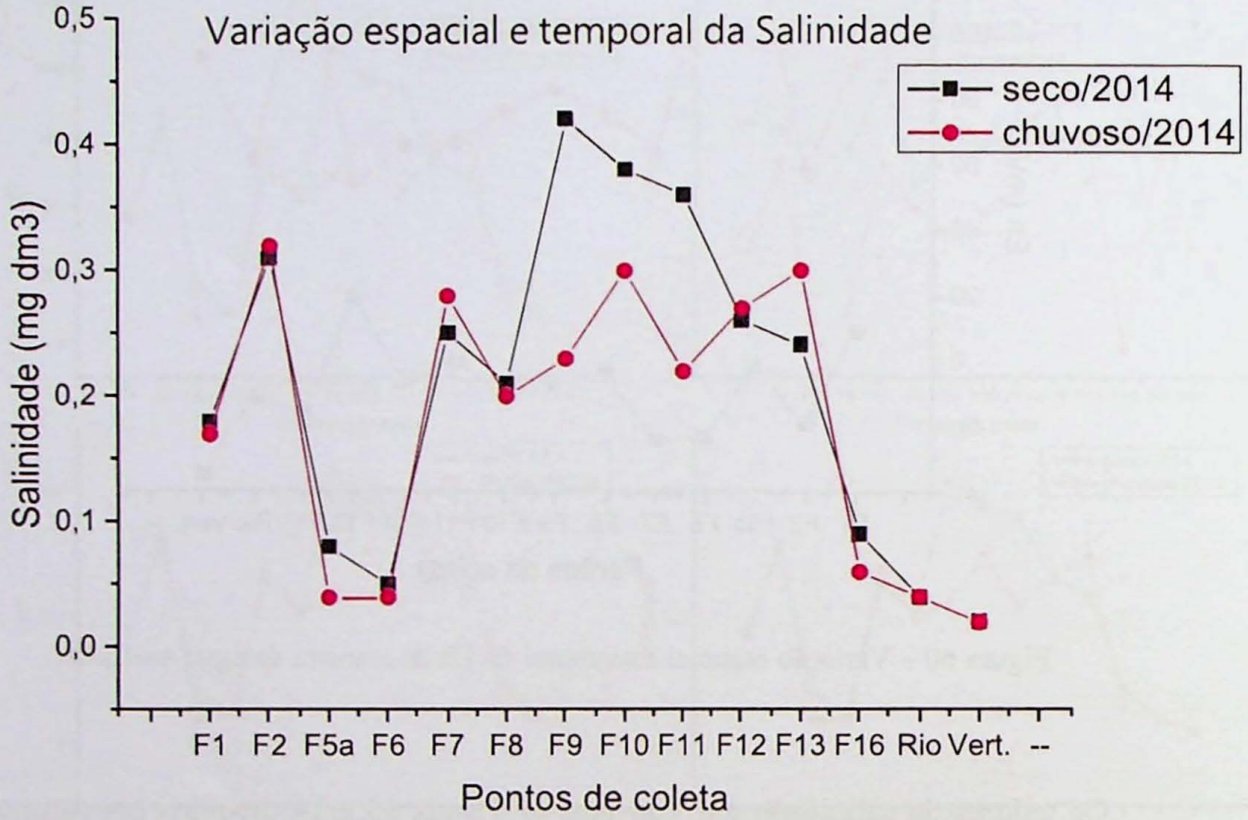



Figura 61 – Variação espacial e temporal de Salinidade em águas subterrâneas.

A temperatura das águas subterrâneas (antigo leito do rio), nas duas campanhas, apresentou variação entre 20 e 27 °C, com média de 22°C; diferentemente da água superficial em que a amostra do vertedouro apresentou valor 31,65 °C na coleta de novembro (Figura 62).

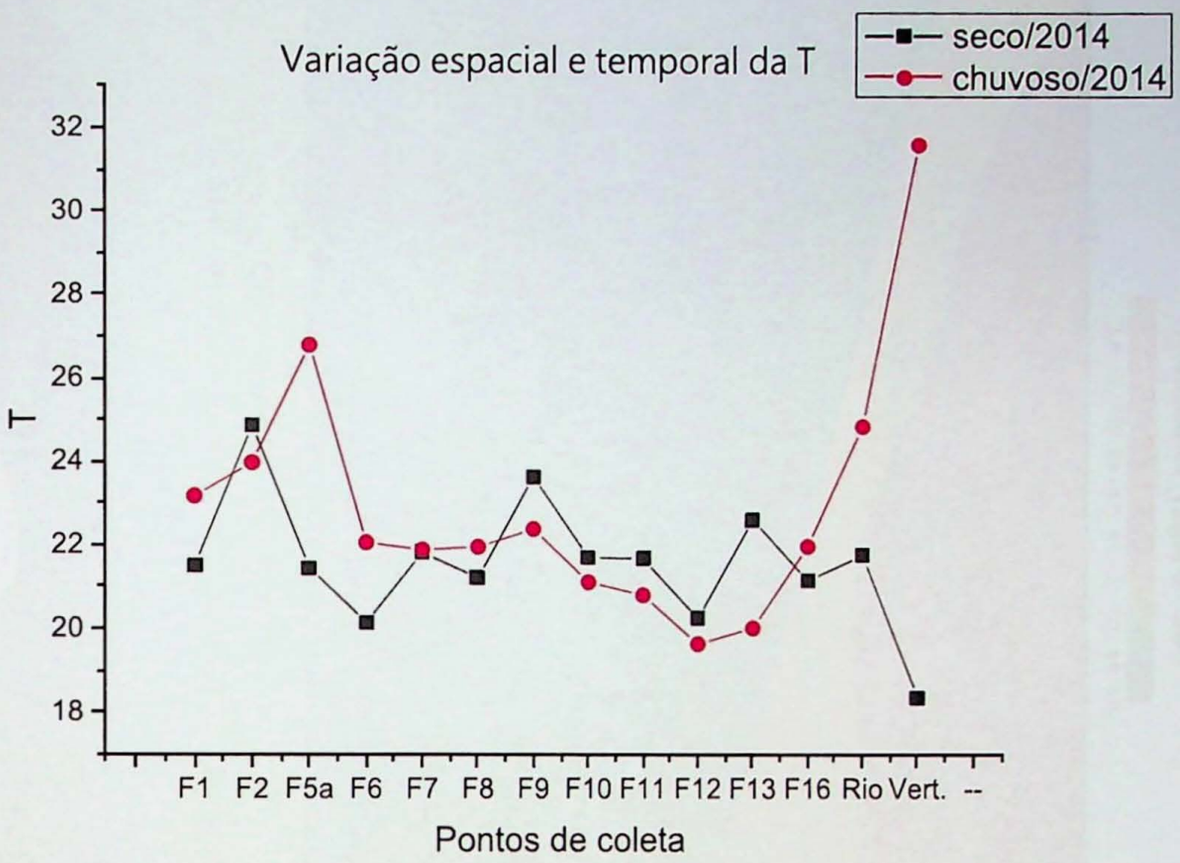



Figura 62 – Variação espacial e temporal da Temperatura de água analisada.

Para melhor visualização da distribuição espacial dos parâmetros analisados no campo na área do aterro, foram construídos mapas de isovalores para CE, STD, OD, salinidade e pH a partir dos resultados das duas coletas (Figura 63, 64, 65, 66 e 67). Observou-se, nessas figuras, que os maiores valores de CE, salinidade, e STD foram obtidos nos poços F2, F8, F9, F10, F11 e F13, localizados na porção sudeste da área com lodo. O pH comportou-se de forma contrária aos demais parâmetros, para baixos valores de pH, observou-se elevados valores de CE e STD, que certamente estão relacionados ao aumento de íons lixiviados do lodo depositado.

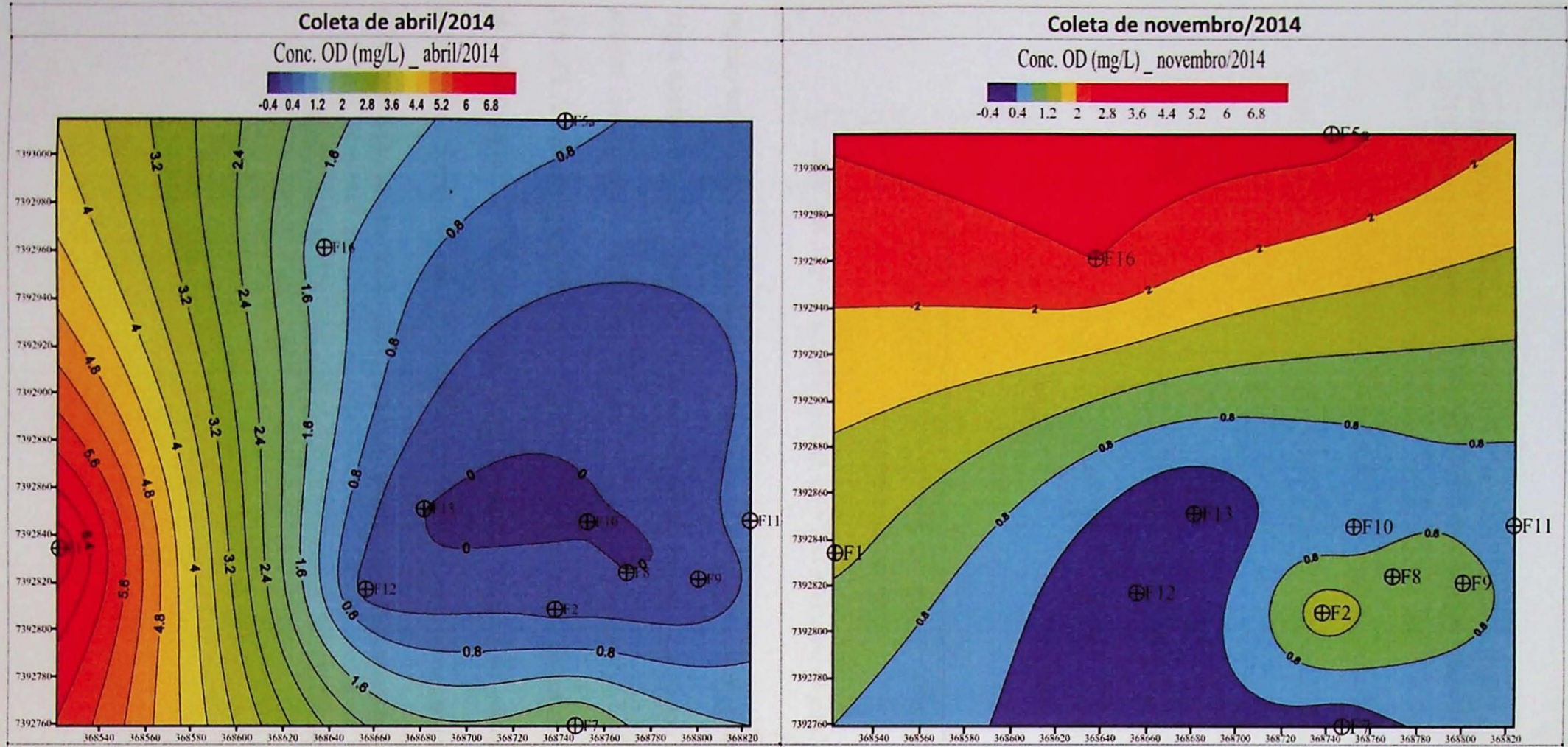



Figura 63 – Mapas de concentrações de Oxigênio Dissolvido em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.

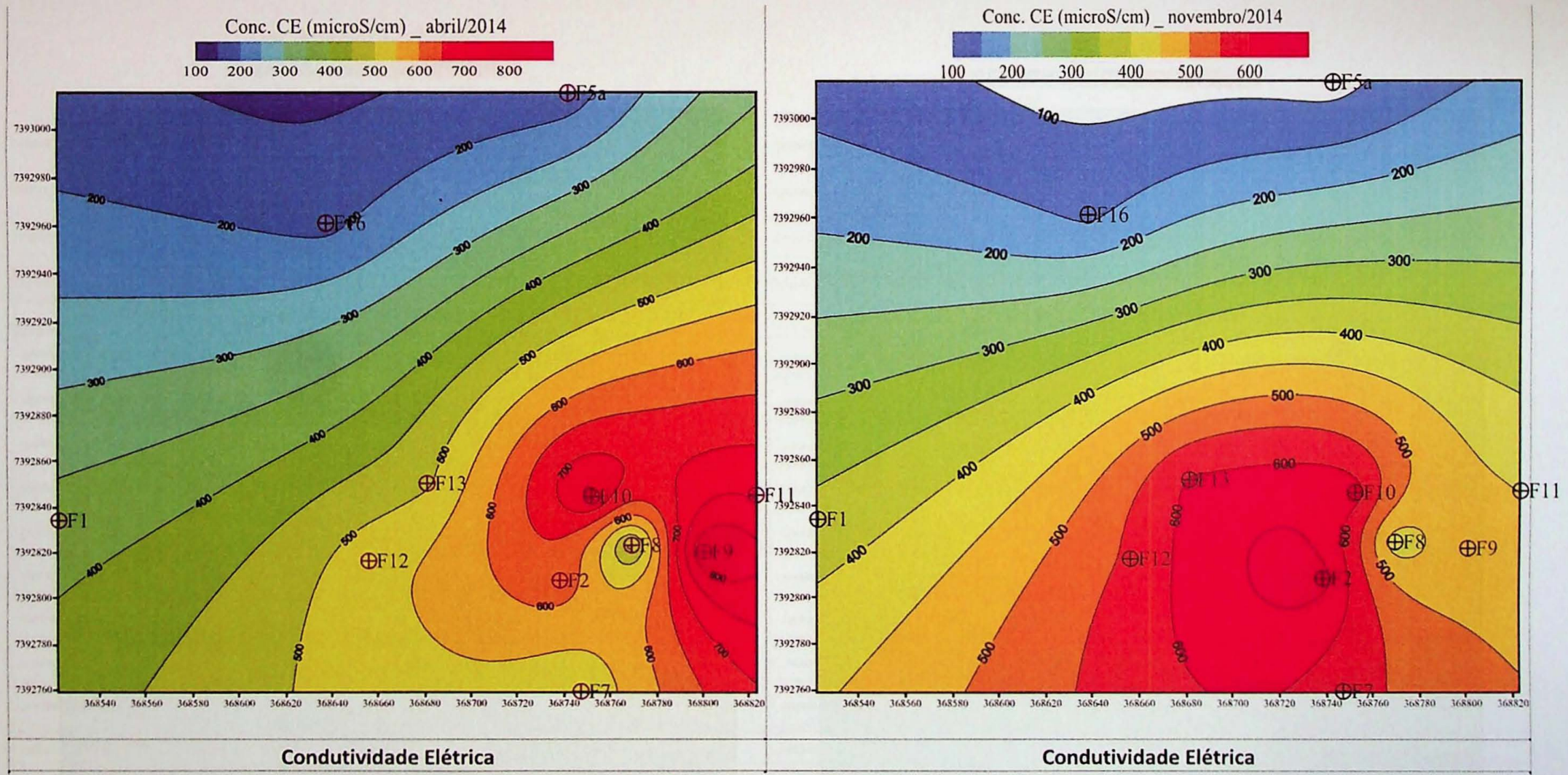
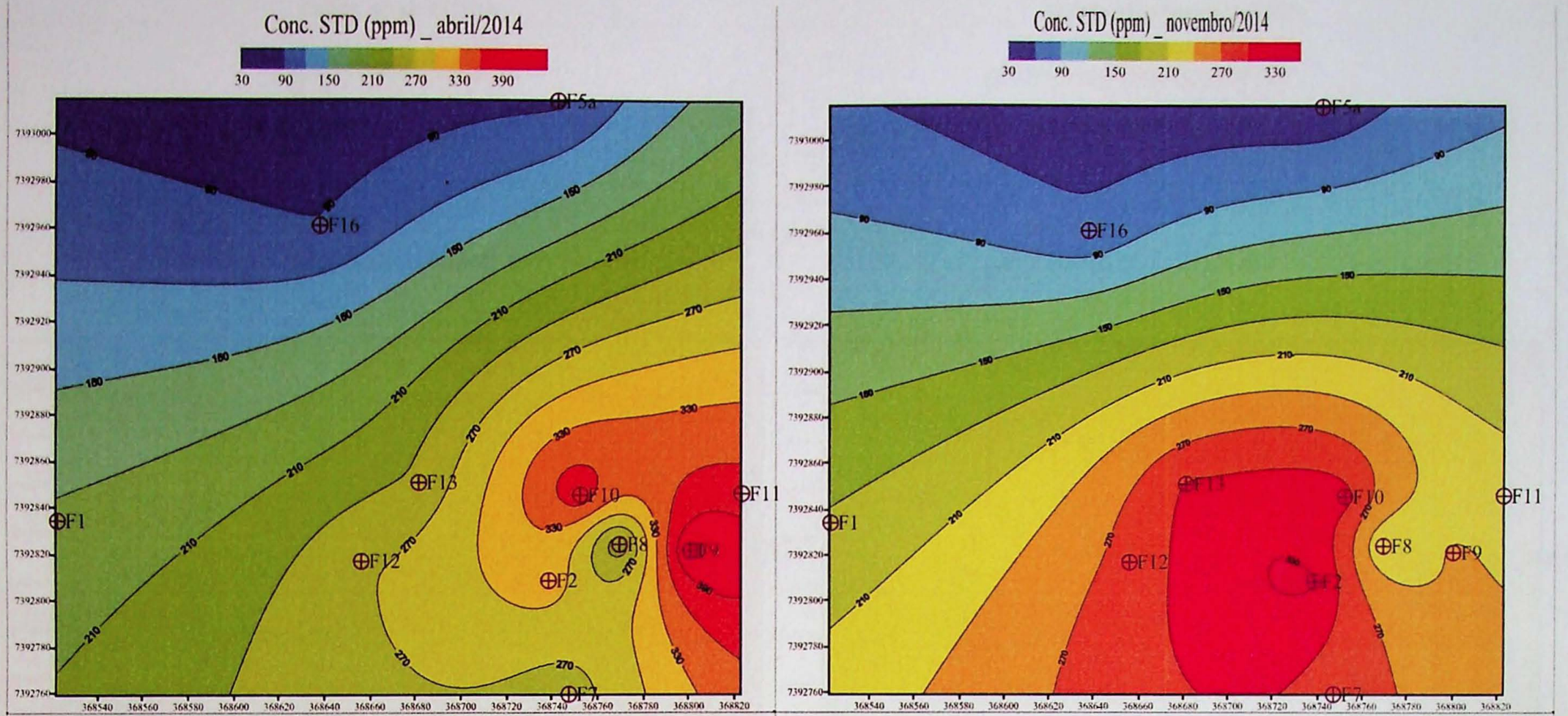
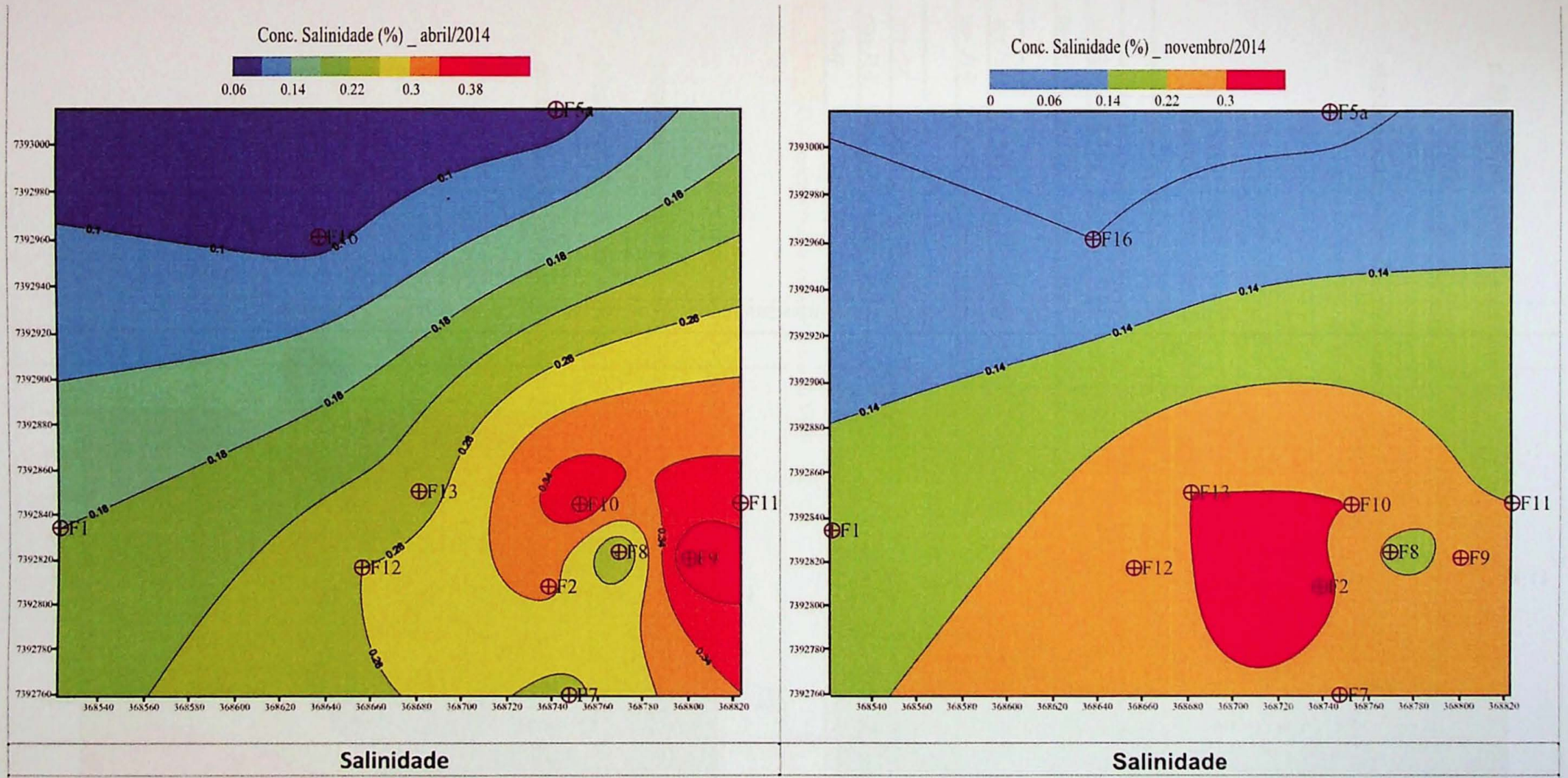



Figura 64 – Mapas de concentrações de Condutividade Elétrica em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.




**Sólidos totais dissolvidos – STD** **Sólidos totais dissolvidos - STD**

Figura 65 – Mapas de concentrações de Sólidos Totais Dissolvidos em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.




**Salinidade** **Salinidade**

Figura 66 – Mapas de concentrações de Salinidade em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.

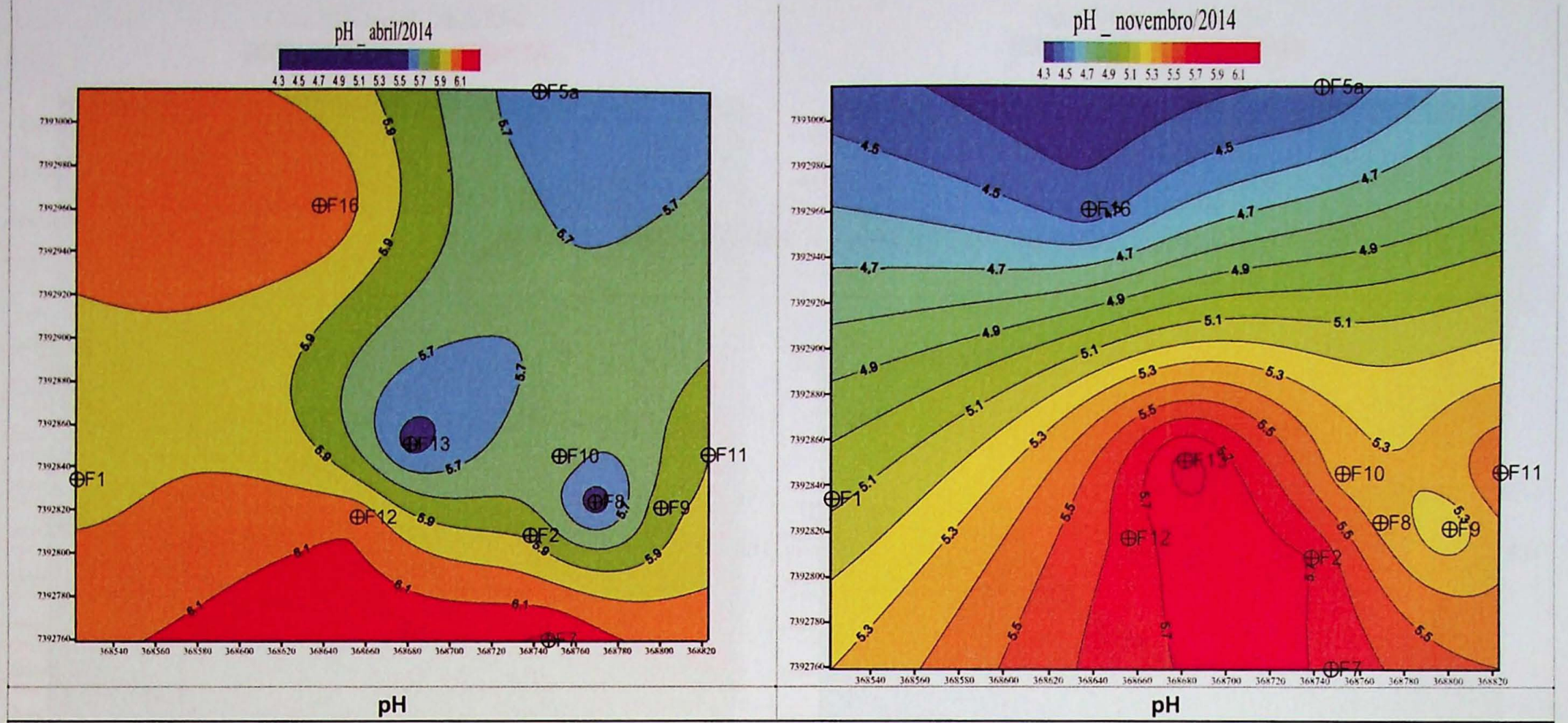



Figura 67 – Mapas de concentrações de pH em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.

### *c.3) Nitrito, nitrato e amônio*

Os resultados analíticos para ânions e amônio das amostras de águas subterrâneas e superficiais coletadas nos poços, encontram-se na Tabela 15.

Tabela 15 – Resultados de nitrito, nitrato e amônio nos pontos de coleta.

| | Ponto-Controle (F6) | F1 | F2 | F5a | F7 | F8 | F9 | F10 | F11 | F12 | F13 | F16 | Rio | vert. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **NITRITO (mg/L)** | | | | | | | | | | | | | | |
| abr./14 | 0,006 | 0,005 | 0,04 | 0,013 | 0,007 | 0,030 | 0,050 | 0,090 | 1,170 | 0,040 | 0,030 | 0,014 | 0,013 | 0,004 |
| nov./14 | 0,730 | 0,001 | 0,009 | 0,002 | 0,005 | 0,003 | 0,210 | 0,070 | 0,020 | 0,005 | 0,009 | 0,030 | 0,005 | 0,155 |
| **NITRATO (mg/L)** | | | | | | | | | | | | | | |
| abr./14 | 0,350 | 0,750 | 0,250 | 0,950 | 0,730 | 0,770 | 0,300 | 10,000 | 122,340 | 0,580 | 0,490 | 0,310 | 0,300 | 0,450 |
| nov./14 | 1,880 | 0,340 | 0,930 | 0,390 | 0,860 | 0,380 | 3,850 | 21,160 | 36,260 | 4,600 | 0,270 | 0,130 | 0,470 | 0,230 |
| **AMÔNIO (mg/L)** | | | | | | | | | | | | | | |
| abr./14 | 5,610 | 15,430 | 24,430 | 2,160 | 56,190 | 40,240 | 555,430 | 123,430 | 2102,140 | 536,140 | 405,000 | 0,040 | 0,820 | 0,890 |
| nov./14 | 0,315 | 9,002 | 56,584 | 2,704 | 23,148 | 7,073 | 25,720 | 87,448 | 64,300 | 36,008 | 113,168 | 0,193 | 0,190 | 0,377 |
| VMP | Res. CONAMA 357/05; Res. CONAMA 420/09 alterada pela Res. CONAMA 460/13; CETESB/14 | | | | | | | | | | | | | |

Cor amarela indica valores acima do VMP

Os parâmetros $NO_2^-$ (nitrito), $NO_3^-$ (nitrato) e amônio, obtidos para as amostras dos poços de monitoramento, foram, em geral, maiores na coleta de abril em relação a novembro. Nesse período, as amostras coletadas nos poços localizados na área do aterro de lodo, apresentaram valores mais elevados em relação às amostras do poço-controle (Figura 68).

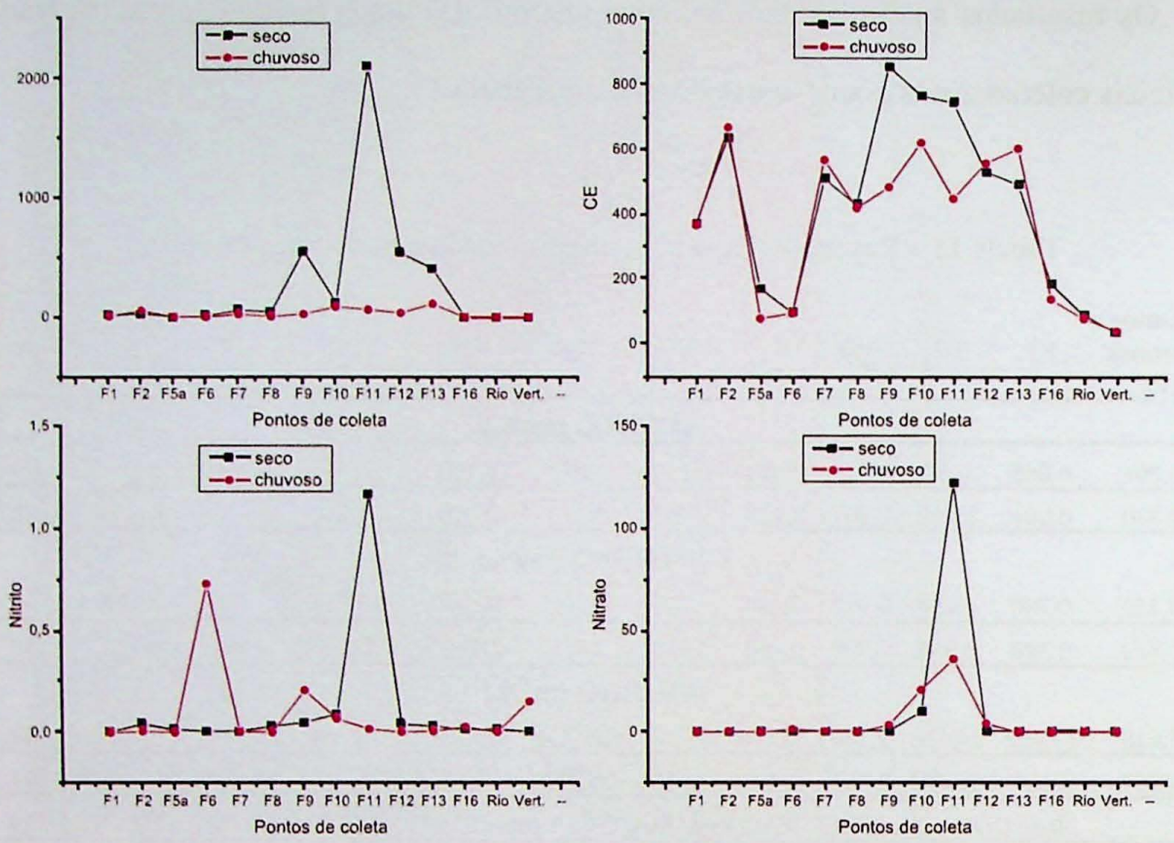



Figura 68 - Gráficos mostrando a variação espacial e temporal do Amônio, Condutividade Elétrica, Nitrato e Nitrito.

Nas Figuras 69, 70 e 71 sistematizaram-se os mapas de isovalores para esses parâmetros. Os pontos F10 e F11 localizados na área do depósito de lodo, registaram concentrações de nitrato acima dos limites estabelecidos pela legislação sanitária e ambiental (Resolução 357/05 alterada pela Resolução CONAMA 430/11 e CETESB/14). No poço F10 os valores foram 10 mg/l e 21,16 mg/l, respectivamente para amostras coletadas em abril e novembro; no ponto F11, as concentrações foram 122,34 mg/l e 36,26 mg/l. Nos demais pontos os valores permaneceram baixos. O ponto F11 apresentou 1,17 mg/l de nitrito, concentração superior ao valor limite estabelecido.

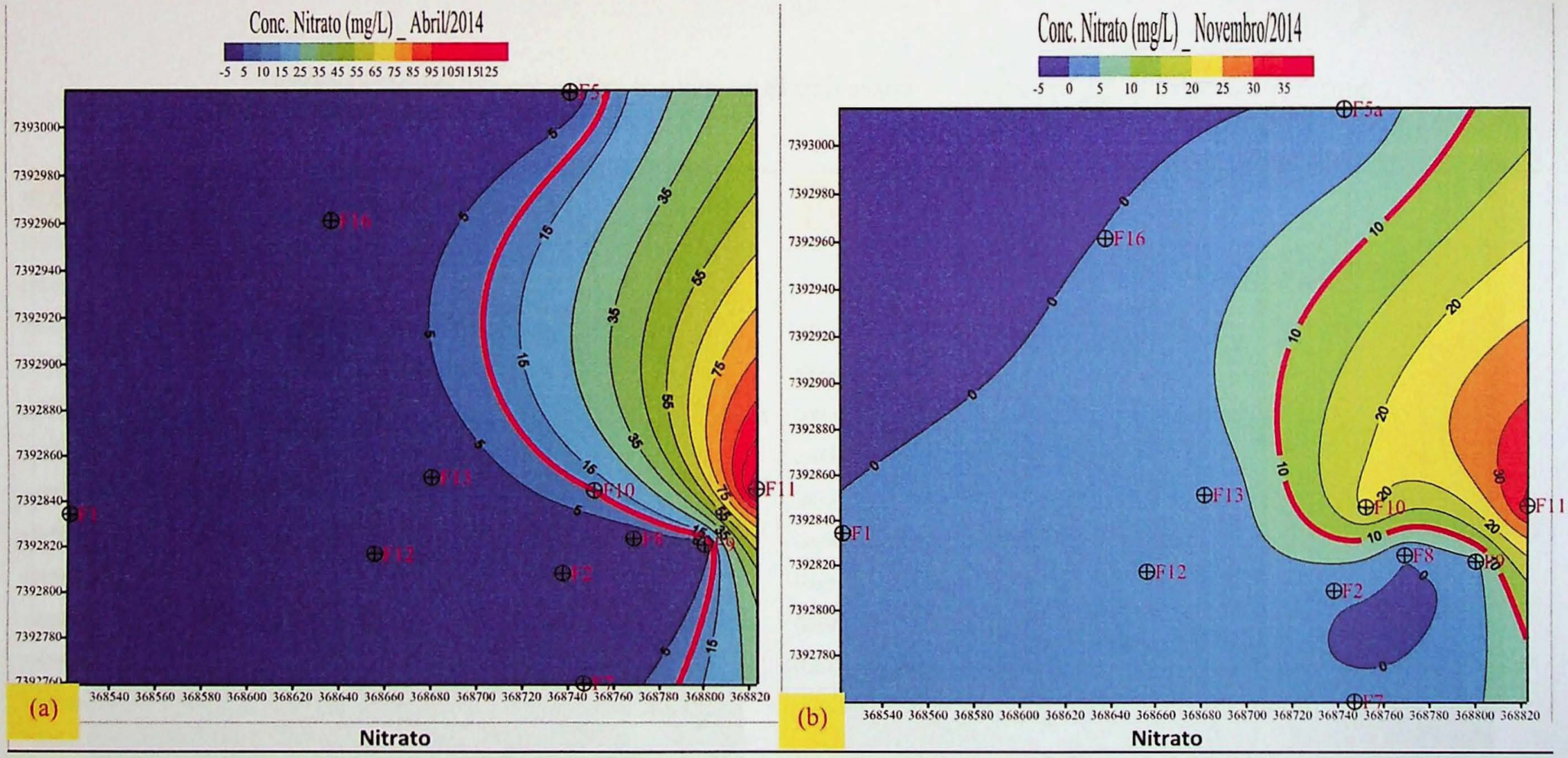



Figura 69 - Mapas de concentrações de Nitrato em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.

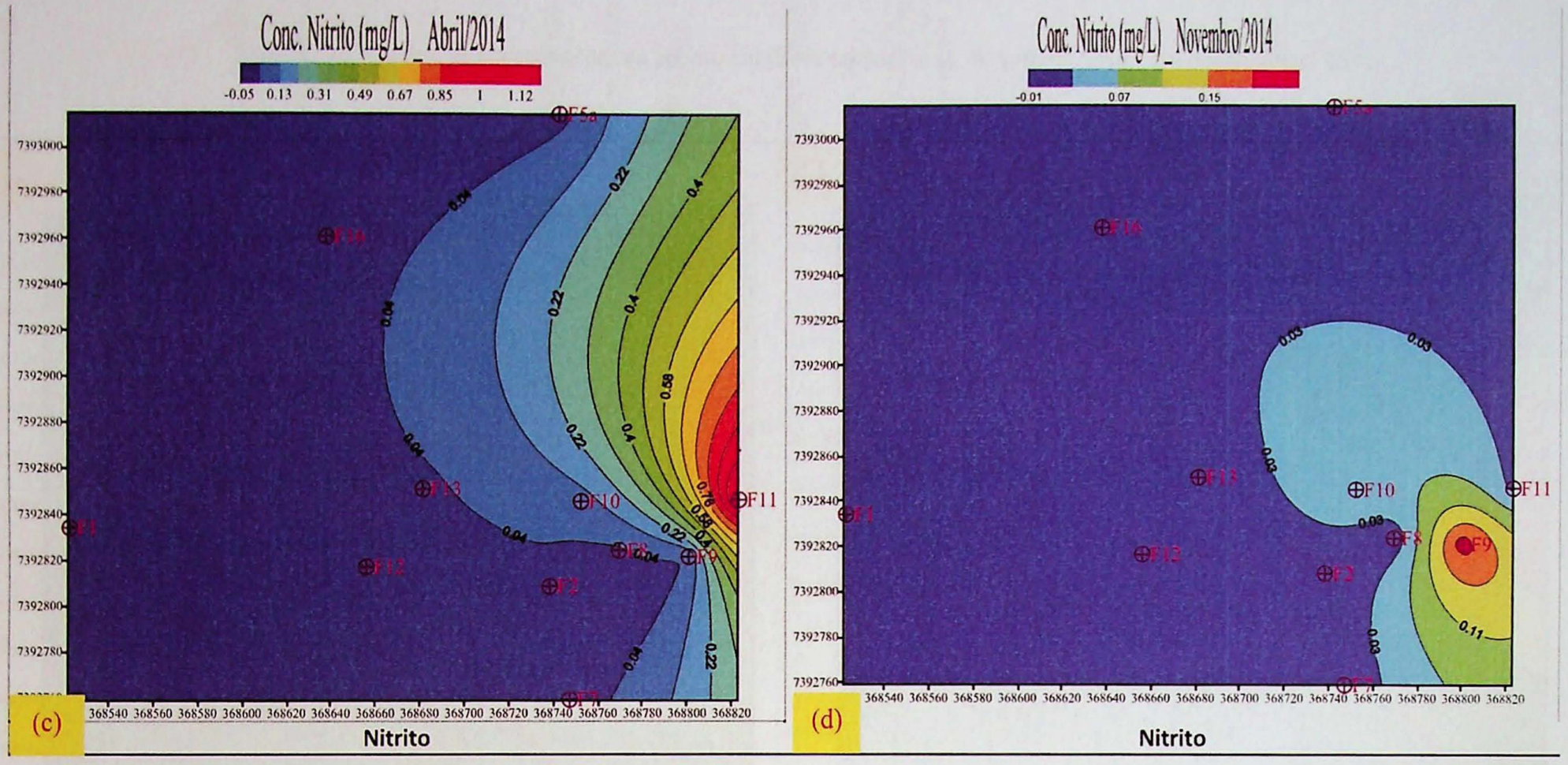



Figura 70 - Mapas de concentrações de Nitrito em águas subterrâneas: (a) Abril de 2014 e (b) Novembro de 2014.

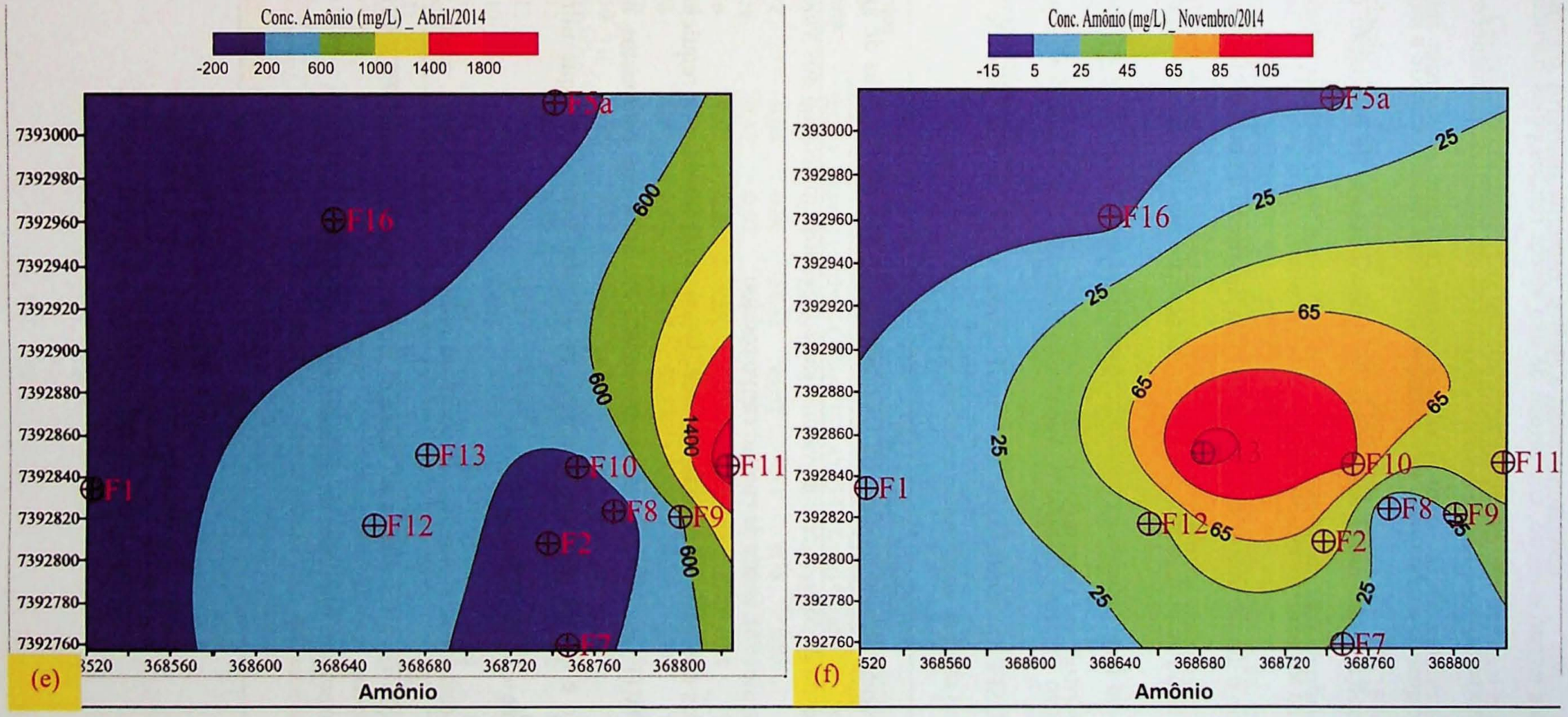



Figura 71 - Mapas de concentrações de Amônio em águas subterrâneas: (a) Abril de 2014 e (b) Novembro de 2014.

Os ânions nitrato e nitrito, em virtude de não serem retidos pelas partículas do solo que, em geral, apresentam carga elétrica predominantemente negativa, permanecem livres em solução. Assim, quando a quantidade desses ânions presentes no solo excede a capacidade de sorção e de absorção pelas raízes das plantas, há a possibilidade de lixiviação no perfil do solo, podendo, ao longo do tempo, atingir o aquífero freático.

O amônio é um parâmetro não estabelecido na legislação ambiental federal, tampouco na estadual de São Paulo. A presença deste parâmetro na água, em valores superiores a 0,5 mg/l, constitui um forte indício de contaminação por resíduos sólidos, esgotos, lodo, e outros resíduos ricos sem matéria orgânica. A Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA), estabeleceu 0,06 mg/l como valor de potabilidade para esses parâmetros.

Assim, conforme dados na Tabela 15, o amônio dosado nas amostras de águas coletas na área do depósito de lodo, apresenta valores mais elevados em relação aos valores obtidos no poço de controle (F6), isento de contato com o resíduo.

Em poços nos quais as camadas de lodo foram evidenciadas, os requícios de PAM, indicados por IVTF, podem ser a causa dos teores elevados em compostos nitrogenados (amônio, nitrato e nitrito) observados na água do freático, com níveis que ultrapassam os limites de intervenção da CETESB/2014.

Assim, ressalta-se a presença de polímero poliacrilamida (PAM), ainda presente no solo, e a variação do nível d'água no aquífero freático poderia promover a mobilidade de compostos nitrogenados lixiviados do polímero (grupo funcional amida).

### *c.4) Cloreto, brometo, fluoreto, sulfato e hidrogenofosfato*

Os resultados de cloreto nas amostras analisadas mostraram o mesmo comportamento nas duas campanhas de coleta, sem alterações (Tabela 16). Os valores até 3 vezes mais altos em relação ao "*background*" se concentram nos poços F1, F9, F10, F11, F12 e F13, localizados na área com maior volume do lodo (indicado pela geofísica). Porém, todos os teores estiveram abaixo dos limites estabelecidos na legislação ambiental. As águas superficiais, vertedouro e rio, apresentaram, também, baixos valores de cloreto, na faixa entre 4,89 e 5,4 mg/L.

Nas Figuras 72, 73, 74 e 75 estão representadas as distribuições espaciais dos parâmetros aqui discutidos.

Tabela 16 - Concentração de ânions nas amostras de águas (mg/L).

| Pontos de coleta | Parâmetros químicos | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $F^-$ | | $Cl^-$ | | $Br^-$ | | $HPO_4^{-2}$ | | $SO_4^{-2}$ | |
| | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 |
| F1 | 0,14 | 0,14 | 28,53 | 27,9 | 2,46 | 4,17 | 0,14 | 0,009 | 1,19 | 1,43 |
| F2 | 0,05 | 0,06 | 58,32 | 65,92 | 3,83 | 6,78 | 0,05 | 0,02 | 10,53 | 11,65 |
| F5a | 0,37 | 0,07 | 4,00 | 1,29 | 0,19 | 0,06 | 0,04 | 0,04 | 0,12 | 0,36 |
| F6 | 0,02 | 0,02 | 6,89 | 7,76 | 0,42 | 0,53 | 0,16 | 0,02 | 1,36 | 6,61 |
| F7 | 0,01 | 0,05 | 14,12 | 20,03 | 2,27 | 3,63 | 0,04 | 0,05 | 10,54 | 28,59 |
| F8 | 0,03 | 0,03 | 38,84 | 39,27 | 5,68 | 6,33 | 0,1 | 0,03 | 18,84 | 12,4 |
| F9 | 0,24 | 0,09 | 106,59 | 98,5 | 9,42 | 10,89 | 0,15 | 0,02 | 22,88 | 28,78 |
| F10 | 0,09 | 0,07 | 80,2 | 60,6 | 7,08 | 9,02 | 0,08 | 0,04 | 90,28 | 125,58 |
| F11 | 0,31 | 0,24 | 84,93 | 71,79 | 5,83 | 5,51 | 0,07 | 0,02 | 86,71 | 41,02 |
| F12 | 0,08 | 0,06 | 47,92 | 54,91 | 13,83 | 12,72 | 0,06 | 0,02 | 66,46 | 42,42 |
| F13 | 0,03 | 0,05 | 44,37 | 56,58 | 13,56 | 9,65 | 0,06 | 0,02 | 66,76 | 8,86 |
| F16 | 0,07 | 0,06 | 16,61 | 15,49 | 1,39 | 1,55 | 0,07 | 0,02 | 0,47 | 1,7 |
| Rio | 0,05 | 0,09 | 2,83 | 2,58 | 0,17 | 0,12 | 1,54 | 0,02 | 30,34 | 16,35 |
| Vertedouro | 0,05 | 0,18 | 4,89 | 5,4 | 0,06 | 0,09 | 0,27 | 0,009 | 2,57 | 5,92 |
| L.D. | 0,01 | | 0,01 | | 0,001 | | 0,01 | | 0,02 | |
| VMP (CETESB/14 ou Conama 396/08) | 1,5mg/L | | 250mg/L | | Não estabelecido | | Não estabelecido | | 250mg/L | |
| VMP (CONAMA 357/05) | 1,4 mg/L | | 250 mg/L | | Não estabelecido | | Não estabelecido | | 250 mg/L | |
| | Cor amarela indica valores acima do VMP | | | | | | | | | |

A qualidade das águas dos poços localizados na área onde foi depositado o lodo se mostrou alterada devido ao aumento das concentrações de cloreto e sulfato, quando comparados aos valores obtidos no local considerado "*background*" (poço F6).

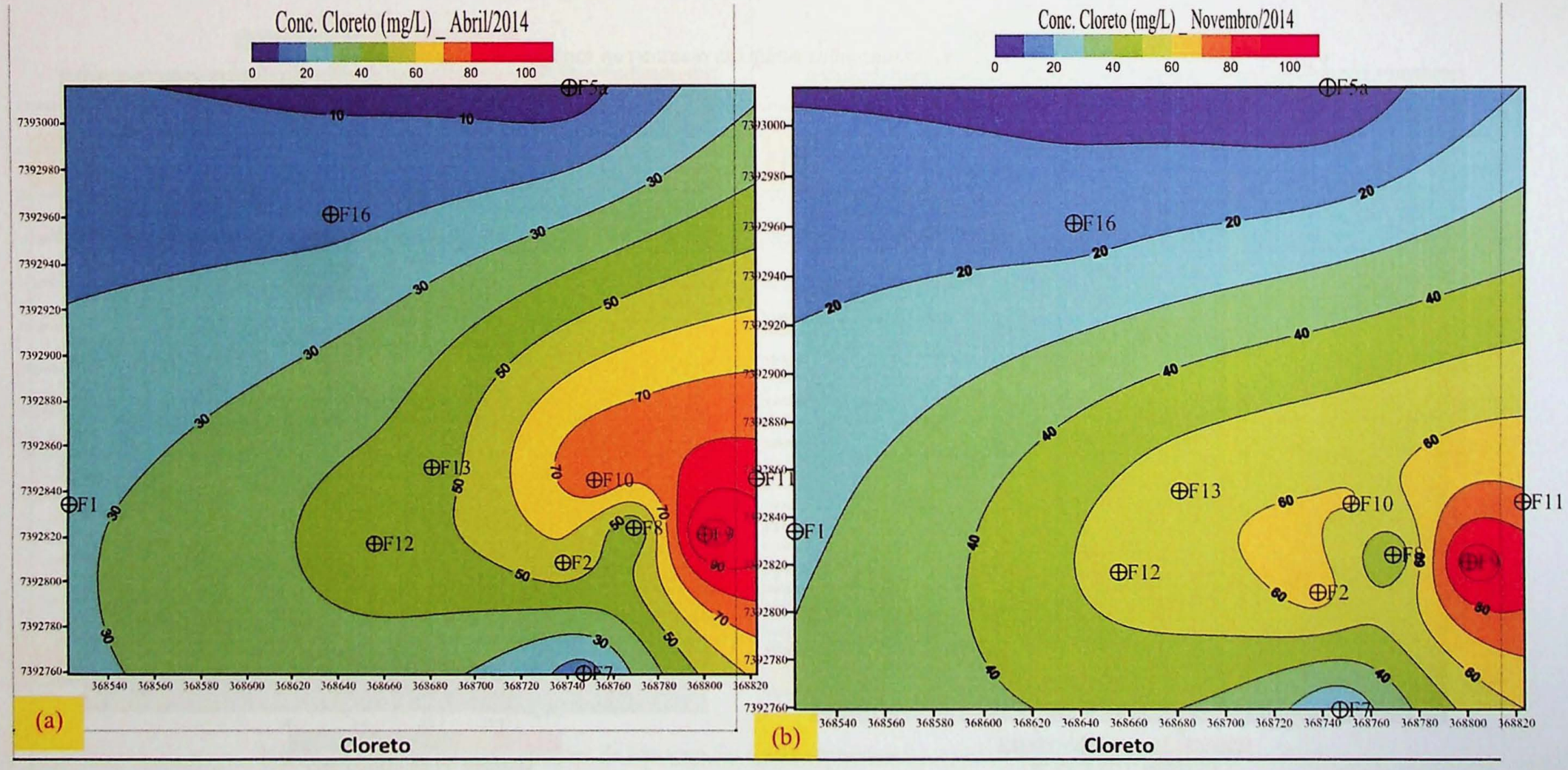



Figura 72 - Mapas de concentrações de Cloreto em águas subterrâneas: (a) Abril de 2014 e (b) Novembro de 2014.

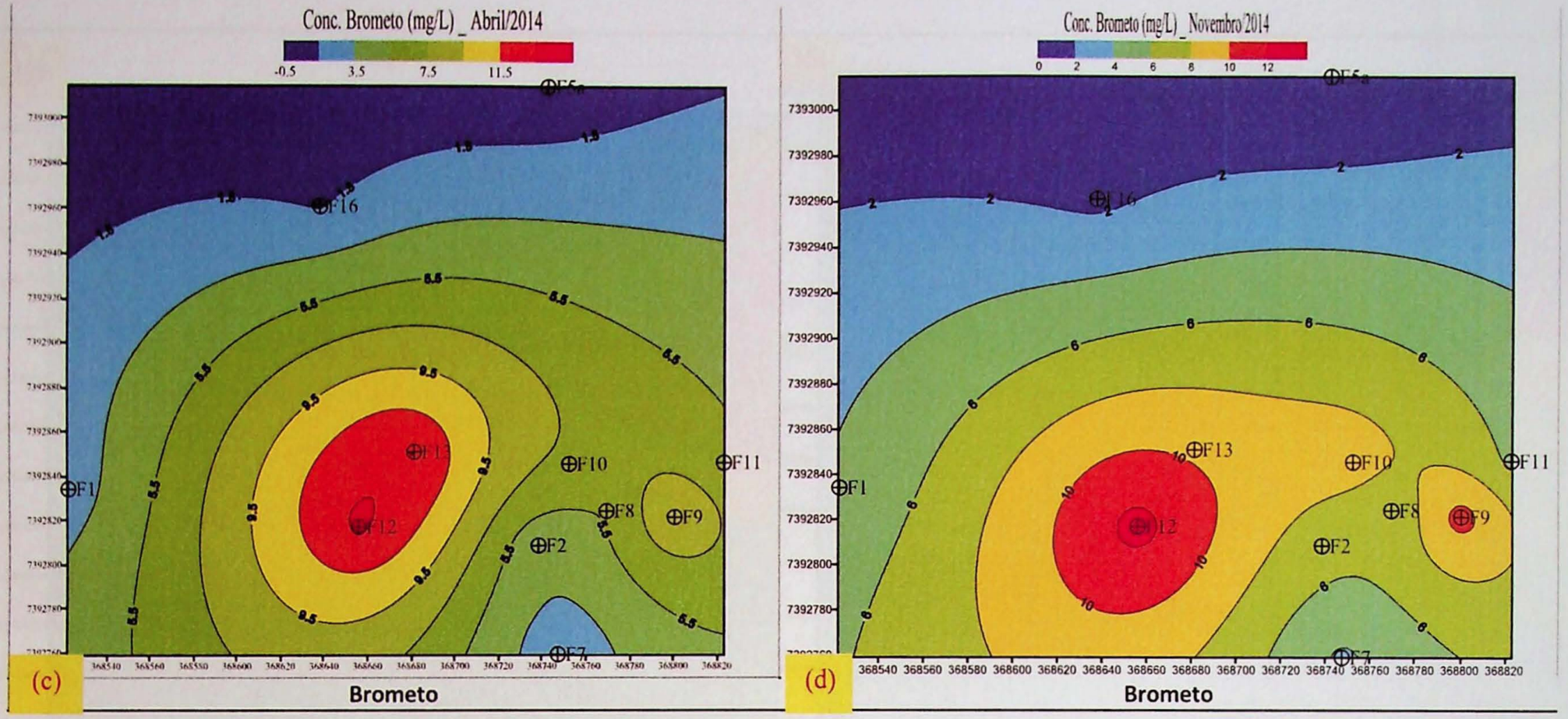



Figura 73 - Mapas de concentrações de Brometo em águas subterrâneas: (a) Abril de 2014 e (b) Novembro de 2014.

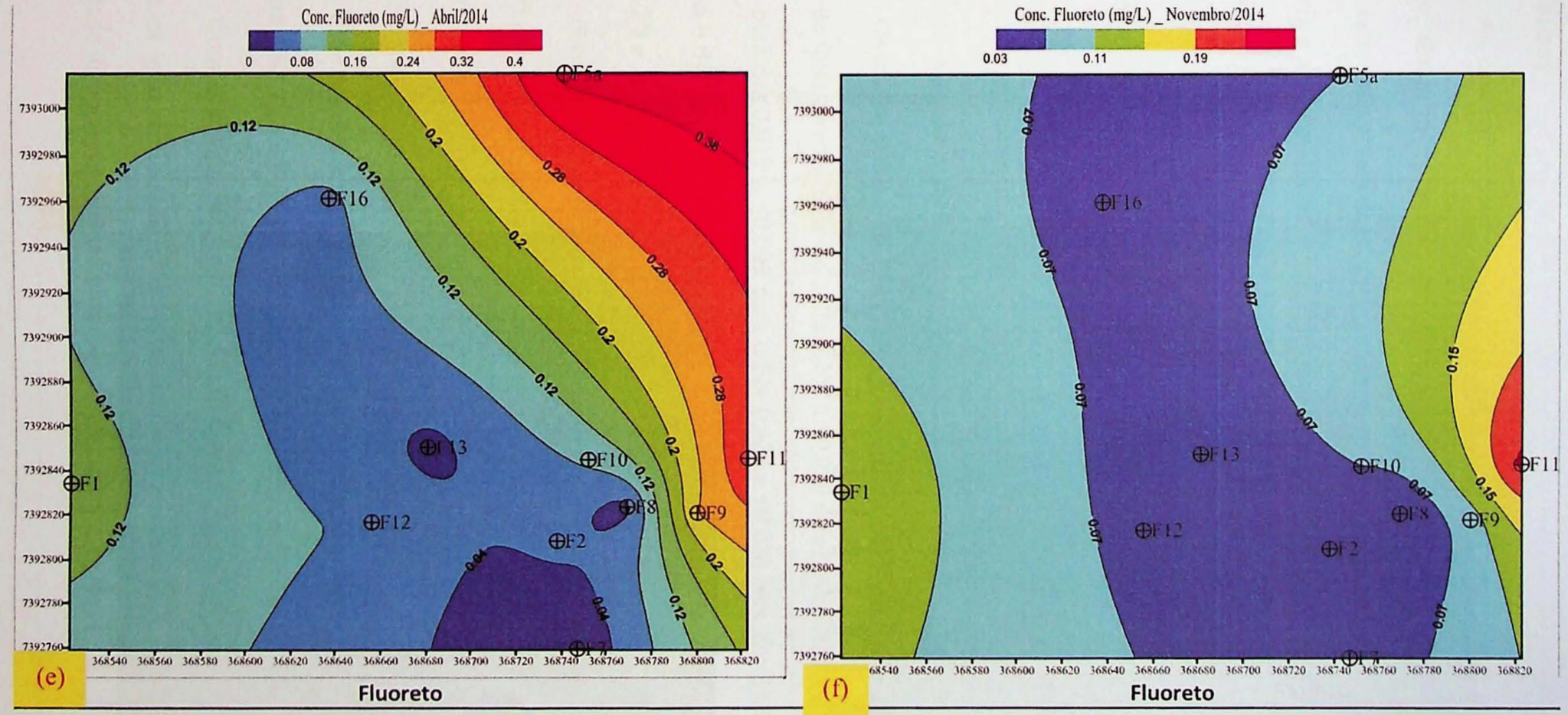



Figura 74 - Mapas de concentrações de Fluoreto em águas subterrâneas: (a) Abril de 2014 e (b) Novembro de 2014.

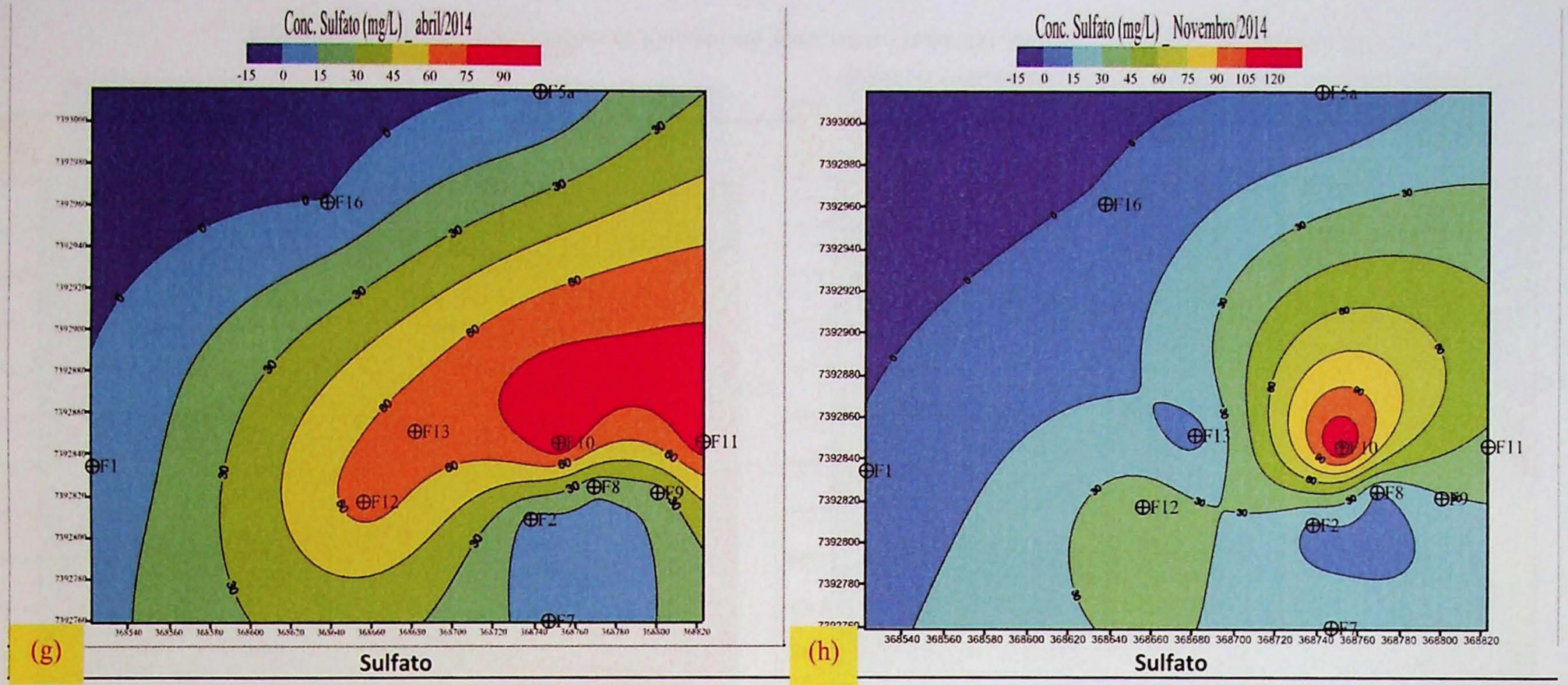



Figura 75 - Mapas de concentrações de Sulfato em águas subterrâneas: (a) Abril de 2014 e (b) Novembro de 2014.

### *c.5) Cátions*

As concentrações dos cátions medidas nas águas monitoradas estão na Tabela 17. No entanto, foram interpretados somente os parâmetros quantificados, isto é, parâmetros cujos teores estiveram acima dos limites de detenção (LD) dos métodos aplicados, e de importância sanitária e ambiental, normalmente presentes no LETA (Ba, Al, Cd, Zn, Ni, Cr, Pb, Mn, Ca, Mg, Na, Fe).

Os resultados indicaram que o Cd, o Cu, o Ni, o Cr e o Li apresentaram valores abaixo dos limites de quantificação do método analítico empregado. Os demais cátions (metálicos), Al, Ba, Sr, Pb, Zn, Mn, Fe, Na, K, Mg e Ca, foram quantificados em pelo menos uma amostra, independentemente dos teores serem inferiores aos valores máximos permitidos ou inferiores aos valores de referência de qualidade, definidos pela legislação.

Os teores máximos e mínimos (mg/L) observados nas águas subterrâneas retiradas dos poços de monitoramento estão entre 0,208 a <0,030 para o Al; 0,420 a 0,017 para o Ba; 1,64 a 0,015 para Sr; 0,019 a <0,009 para o Pb; 0,427 a <0,070 para Zn; 34,3 a 0,134 para o Mn; 144,0 a 0,075 para o Fe; 43,3 a 1,63 para o Na; 2102,14 a 0,04 para o $NH_4^+$; 21,2 a 0,811 para o K; 17,7 a 1,25 para o Mg; 92,3 a 2,31 para o Ca.

Nas águas superficiais, rio e vertedouro, os máximos e mínimos obtidos são 0,238 a <0,030 para o Al; 0,112 a <0,010 para o Ba; 0,11 a 0,024 para o Sr; <0,009 a <0,009 para o Pb; <0,004 a <0,004 para o Cd; <0,070 a <0,070 para o Zn; <0,009 a <0,009 para o Cu; <0,005 a <0,005 para o Ni; <0,010 a <0,010 para o Cr; 0,364 a 0,024 para o Mn; 5,58 a 0,102 para o Fe; <0,020 a <0,020 para o Li; 13,5 a 3,32 para o Na; 0,89 a 0,190 para o $NH_4^+$; 3,55 a 2,1 para o K; 3,23 a 0,837 para o Mg; 10,6 a 4,13 para o Ca.

Comparativamente, os teores dos parâmetros (cátions) analisados foram superiores na área com lodo em relação à área controle, o que é uma indicação da influência do lodo na qualidade da água subterrânea local.

Tabela 17 - Concentração de cátions nas águas subterrâneas e superficiais (mg/L).

| Pontos de coleta | Parâmetros Químicos (mg/L) | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Al | | Ba | | Sr | | Pb | | Cd | | Zn | |
| | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 |
| F1 | 0,048 | < 0,030 | 0,420 | 0,353 | 0,306 | 0,241 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | <0,070 | <0,070 |
| F2 | <0,030 | <0,030 | 0,228 | 0,142 | 0,311 | 0,264 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | <0,070 | <0,070 |
| F5a | 0,208 | < 0,030 | 0,099 | 0,033 | 0,046 | 0,015 | <0,009 | 0,019 | <0,004 | <0,004 | <0,070 | <0,070 |
| F6 | <0,030 | <0,030 | 0,013 | 0,024 | <0,010 | <0,010 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | <0,070 | <0,070 |
| F7 | <0,030 | <0,030 | 0,160 | 0,07 | 0,068 | 0,027 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | <0,070 | <0,070 |
| F8 | 0,103 | <0,030 | 0,193 | 0,136 | 0,179 | 0,088 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | <0,070 | <0,070 |
| F9 | 0,067 | <0,030 | 0,080 | 0,100 | 0,179 | 0,109 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | 0,220 | 0,094 |
| F10 | <0,030 | <0,030 | 0,242 | 0,145 | 0,836 | 0,420 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | 0,427 | 0,102 |
| F11 | 0,049 | <0,030 | 0,374 | 0,150 | 1,640 | 0,322 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | 0,218 | <0,070 |
| F12 | <0,030 | <0,030 | 0,070 | 0,057 | 0,277 | 0,139 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | <0,070 | <0,070 |
| F13 | <0,030 | <0,030 | 0,017 | 0,052 | 0,113 | 0,04 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | <0,070 | <0,070 |
| F16 | <0,030 | <0,030 | <0,010 | <0,010 | 0,052 | 0,025 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | 0,098 | <0,070 |
| RIO | 0,042 | 0,238 | 0,112 | 0,041 | 0,11 | 0,077 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | <0,070 | <0,070 |
| Vert. | 0,097 | <0,030 | <0,010 | 0,012 | 0,033 | 0,024 | <0,009 | <0,009 | <0,004 | <0,004 | <0,070 | <0,070 |
| L.Q. | 0,03 | | 0,01 | | 0,01 | | 0,009 | | 0,004 | | 0,07 | |
| VMP (CETESB/14 ou Conama 396/08) | 0,2 mg/L | | 0,7 mg/L | | | | 0,01 mg/L | | 0,005 mg/L | | 1,8 mg/L | |
| VMP (CONAMA 357/05) | 0,1 mg/L | | 0,7 m/L | | | | 0,01 mg/L | | 0,001 mg/L | | 0,18 mg/L | |

Valores acima dos VMP – CETESB/14; Resolução CONAMA 396/08; Resolução CONAMA 357/05

F6 - Ponto controle; Vert. = Vertedouro

(continuação de Tabela 17) - Concentração de cátions nas águas subterrâneas e superficiais (mg/L).

| Pontos de Coleta | Parâmetros Químicos (mg/L) | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $Cu^{+2}$ | | Ni | | Cr | | Mn | | Fe | | Li | |
| | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 |
| F1 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 1,170 | 0,923 | 68,3 | 62,0 | <0,020 | <0,020 |
| F2 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 4,050 | 4,13 | 144,0 | 101 | <0,020 | <0,020 |
| F5a | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 0,883 | 0,204 | 24,7 | 5,54 | <0,020 | <0,020 |
| F6 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 0,033 | 0,04 | 0,047 | 3,46 | <0,020 | <0,020 |
| F7 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 1,890 | 1,25 | 107,0 | 98,1 | <0,020 | <0,020 |
| F8 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 5,620 | 2,98 | 91,8 | 88,1 | <0,020 | <0,020 |
| F9 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 3,210 | 3,95 | 15,9 | 35,8 | <0,020 | <0,020 |
| F10 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 26,7 | 20,1 | 0,241 | 0,058 | <0,020 | <0,020 |
| F11 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 34,3 | 10,2 | 0,075 | 11,9 | <0,020 | <0,020 |
| F12 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 16,7 | 6,65 | 12,8 | 44,2 | <0,020 | <0,020 |
| F13 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 14,0 | 4,11 | 21,6 | 57,00 | <0,020 | <0,020 |
| F16 | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 0,199 | 0,134 | 2,65 | 22,7 | <0,020 | <0,020 |
| RIO | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 0,364 | 0,137 | 5,58 | 4,75 | <0,020 | <0,020 |
| Vert. | <0,009 | <0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,010 | <0,010 | 0,024 | 0,306 | 0,102 | 0,552 | <0,020 | <0,020 |
| L.Q. | 0,009 | | 0,005 | | 0,01 | | 0,01 | | 0,03 | | 0,02 | |
| VMP (CETESB/14 ou Conama 396/08) | 2 mg/L | | 0,07 mg/L | | 0,05 mg/L | | 0,10 mg/L | | 0,3 mg/L | | Não estabelecido | |
| VMP (CONAMA 357/05) | 0,009 mg/L | | 0,025 mg/L | | 0,05 mg/L | | 0,1 mg/L | | 0,3 mg/L | | 2,5 mg/L | |

Valores acima dos VMP – CETESB/14; Resolução CONAMA 396/08; Resolução CONAMA 357/05

F6 - Ponto controle; Vert. = Vertedouro

(continuação de Tabela 17) - Concentração de cátions nas águas subterrâneas e superficiais (mg/L).

| Pontos de coleta | Parâmetros Químicos (mg/L) | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Na | | $NH_4$ | | K | | Mg | | Ca | |
| | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 | abr./14 | nov./14 |
| F1 | 5,71 | 4,28 | 15,43 | 9,002 | 8,86 | 7,57 | 12,4 | 10,3 | 22,8 | 21,0 |
| F2 | 11,9 | 11,4 | 24,43 | 56,584 | 11,2 | 7,31 | 11,4 | 8,39 | 21,2 | 21,6 |
| F5a | 11,1 | 13,5 | 2,16 | 2,704 | 11,0 | 2,35 | 2,67 | 1,25 | 6,63 | 2,31 |
| F6 | 5,32 | 2,98 | 5,61 | 0,315 | 21,1 | 2,56 | 1,19 | 0,703 | 5,76 | 2,00 |
| F7 | 12,3 | 43,3 | 56,19 | 23,148 | 5,49 | 2,97 | 5,71 | 3,85 | 36,3 | 6,84 |
| F8 | 6,30 | 3,76 | 40,24 | 7,073 | 4,59 | 2,98 | 5,17 | 4,34 | 41,8 | 18,1 |
| F9 | 24,6 | 12,6 | 555,43 | 25,720 | 12,7 | 4,14 | 4,07 | 5,93 | 54,5 | 34,5 |
| F10 | 10,9 | 5,08 | 123,43 | 87,448 | 11,9 | 9,28 | 17,7 | 14,4 | 92,3 | 41,8 |
| F11 | 15,5 | 10,2 | 2102,14 | 64,300 | 21,2 | 12,8 | 14,0 | 4,79 | 82,5 | 20,4 |
| F12 | 6,55 | 6,33 | 536,14 | 36,008 | 11,7 | 8,01 | 7,84 | 5,37 | 67,3 | 21,5 |
| F13 | 1,63 | 2,67 | 405,00 | 113,168 | 2,68 | 4,27 | 2,48 | 2,44 | 23,4 | 6,59 |
| F16 | 5,47 | 3,28 | 0,04 | 0,193 | 2,52 | 0,811 | 8,67 | 4,26 | 53,3 | 14,9 |
| RIO | 10,1 | 13,5 | 0,82 | 0,190 | 2,86 | 2,1 | 3,23 | 1,75 | 10,1 | 10,6 |
| Vert. | 6,94 | 3,32 | 0,89 | 0,377 | 3,55 | 2,3 | 1,65 | 0,837 | 5,69 | 4,13 |
| L.Q. | 0,03 | | 0,064 | | 0,05 | | 0,03 | | 0,03 | |
| VMP (CETESB/14 ou Conama 396/08) | | | | | | | | | | |
| VMP (CONAMA 357/05) | | | | | | | | | | |

Valores acima dos VMP – CETESB/14; Resolução CONAMA 396/08;

F6 - Ponto controle; Vert. = Vertedouro

****VMP (NH4+) = 0,06mg $L^{-1}$(uma vez que a legislação não estabelece o limite para o teor de nitrogênio amoniacal em água potável, adotou-se aqui o valor estabelecido pela Agencia de Proteção dos Estados Unidos (Szikjszay, 1993).

***Bário***

A concentração do bário nas águas analisadas está abaixo do limite máximo permitido pela Resolução CONAMA 357/2005 e pela CETESB/2014, de 0,7 mg/L, devido ao estado sólido ($BaSO_4$), como observou-se na Figura 76.

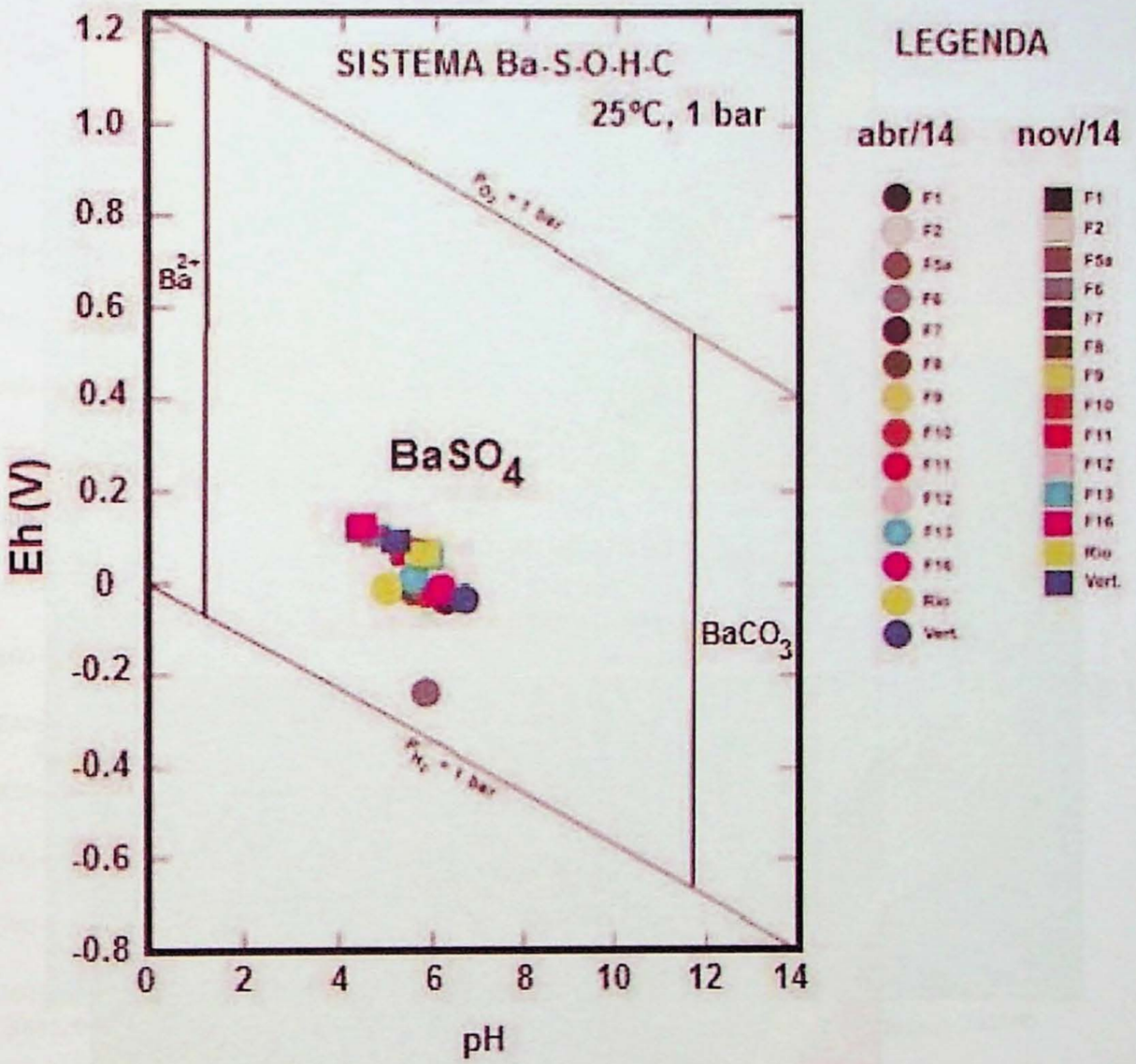



Figura 76 – Diagrama Eh-pH do sistema Ba-S-O-H-C. (Brookins, 1988).

A Figura 77 mostra a distribuição espacial do bário na área de estudo.

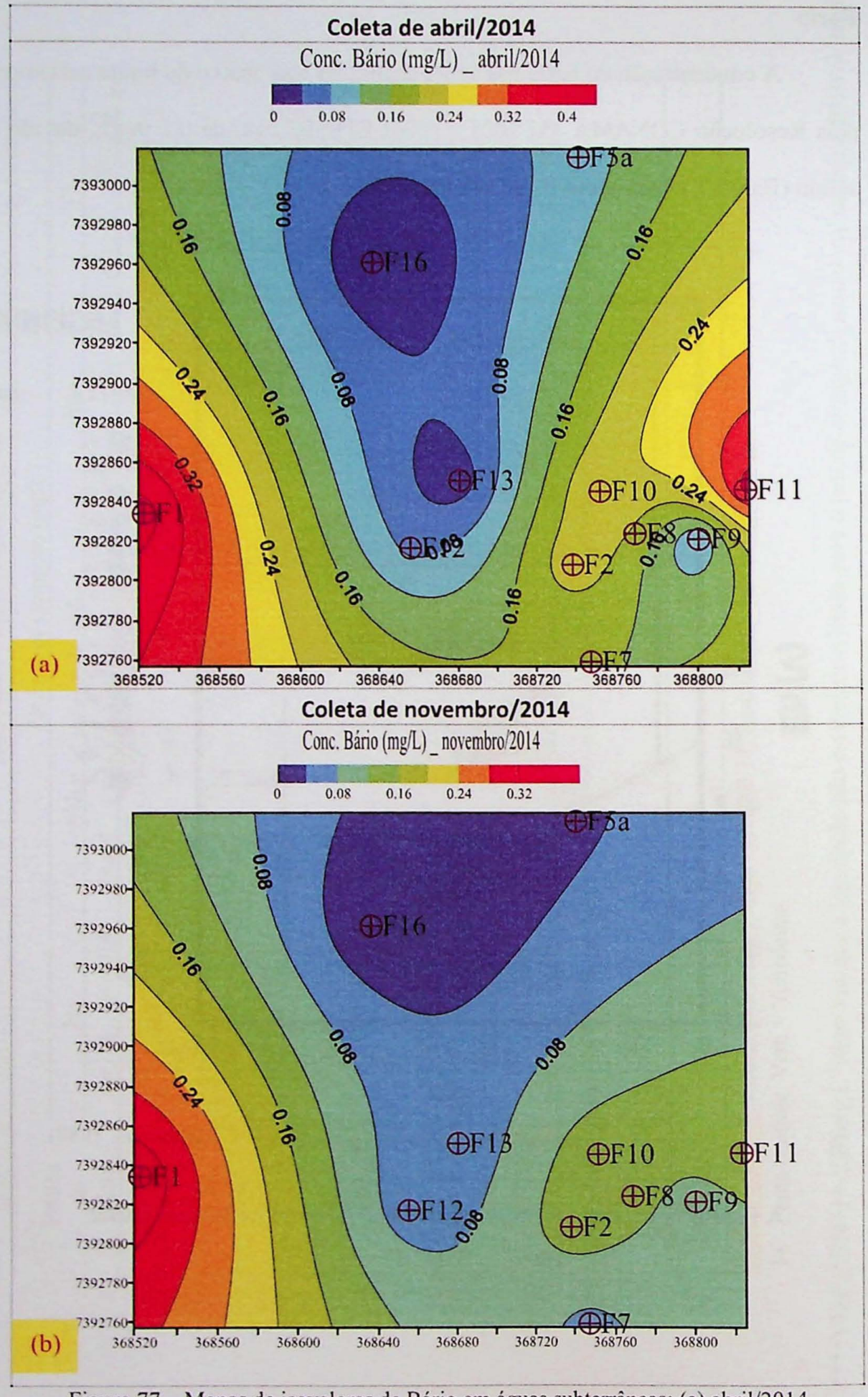



Figura 77 – Mapas de isovalores de Bário em águas subterrâneas: (a) abril/2014 e (b) novembro/ 2014.

***Alumínio***

Os resultados analíticos (Tabela 17) indicaram que as concentrações do Al nas águas monitoradas, para os dois períodos, estiveram abaixo do valor máximo permitido pela legislação ambiental (CETESB/14 e Resolução CONAMA 357/05) de 0,1 mg/L). A Figura 78 representa a distribuição espacial do Al na área estudada.

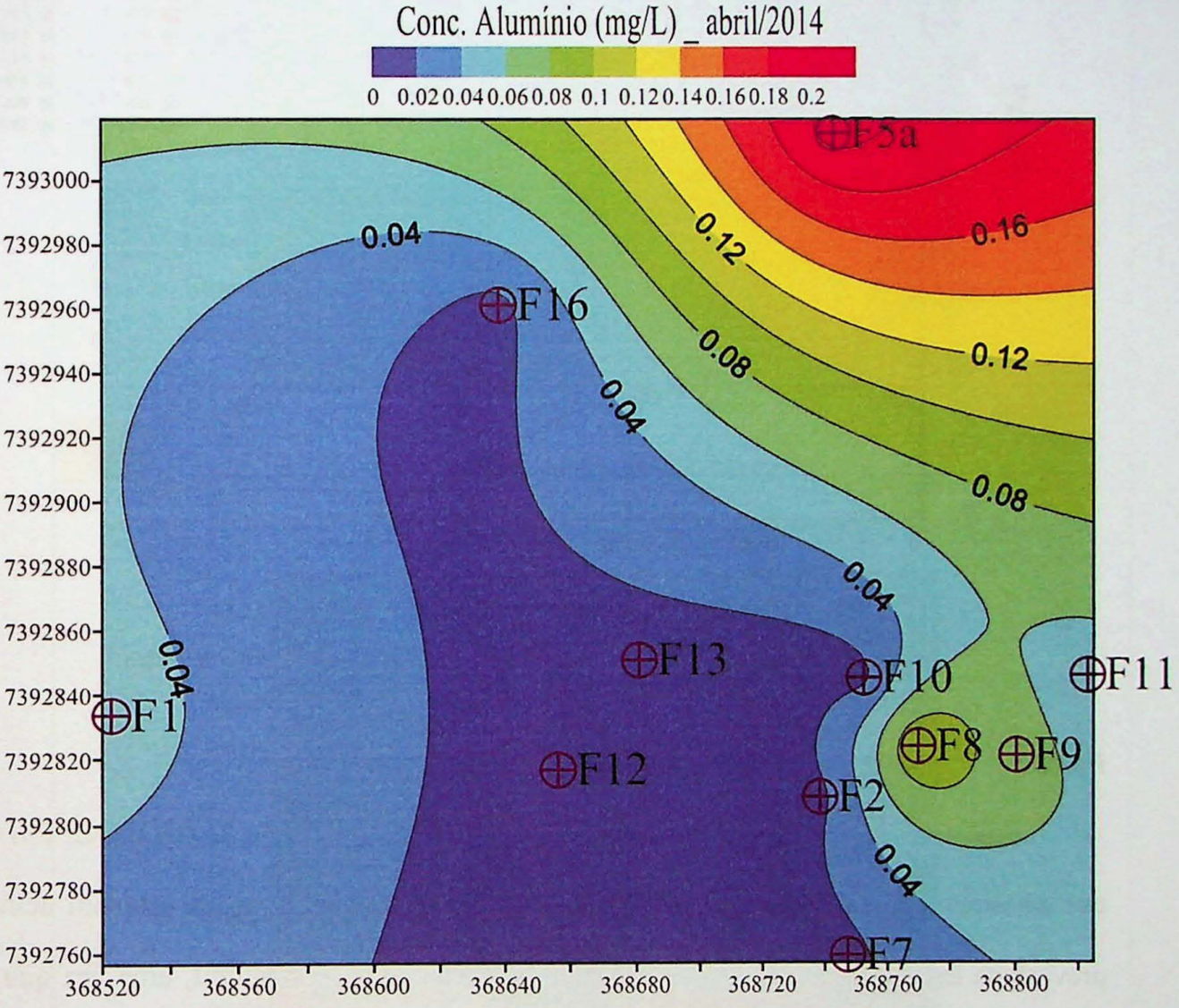



Figura 78 – Distribuição espacial do alumínio em águas subterrâneas: abril de 2014.

A Figura 79 apresenta o diagrama Eh-pH para o sistema Al-O-H à 25° C e 1 atm, e observou-se que a espécie de Al, predominante, dentro dos limites de estabilidade padrão da água líquida foi o $Al(OH)_3$.

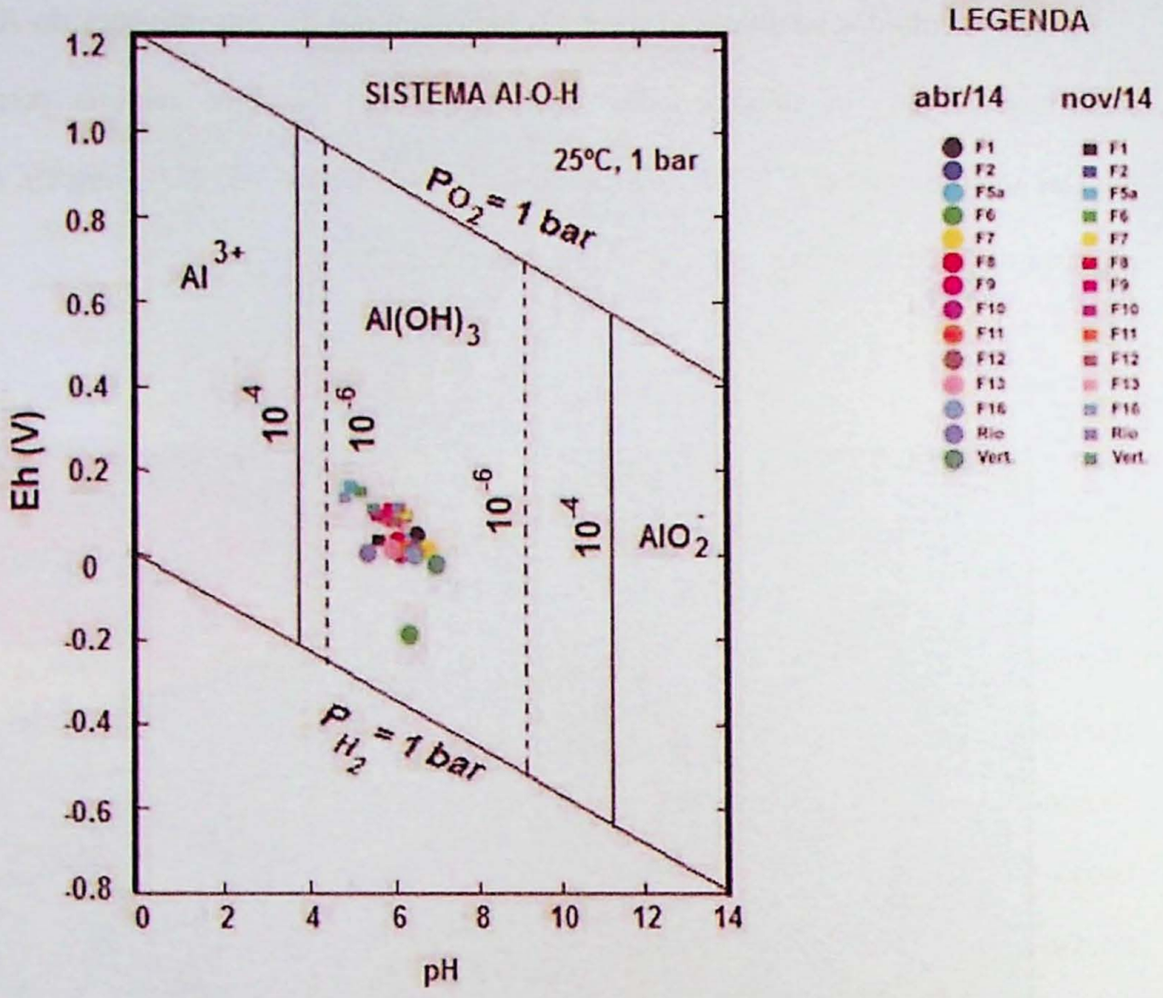



Figura 79 – Diagrama de pH-Eh para o sistema Al-O-H à 25 °C e 1 atm.

***Ferro***

A Resolução CONAMA (0,3 mg/l) estabelece o VMP para Fe de 0,3 mg/L. Em 86 % das amostras dos poços localizados na área de aterro, as concentrações estavam acima da prevista na legislação. Supõe-se que a origem do Fe na água seja natural, uma vez que altos valores também foram identificados nas amostras do poço de controle e nas águas superficiais, como mostra a distribuição espacial (Figura 80).

O diagrama Eh-pH para o sistema Fe-S-O-H mostra os campos de predomínio para a espécie Fe (Figura 81). Sob as condições de Eh e pH medidas no campo, observa-se que a maioria das amostras situa-se no campo de estabilidade do $Fe_2O_3$. O diagrama também mostra que pouco ferro ($Fe^{2+}$) está sofrendo oxidação.

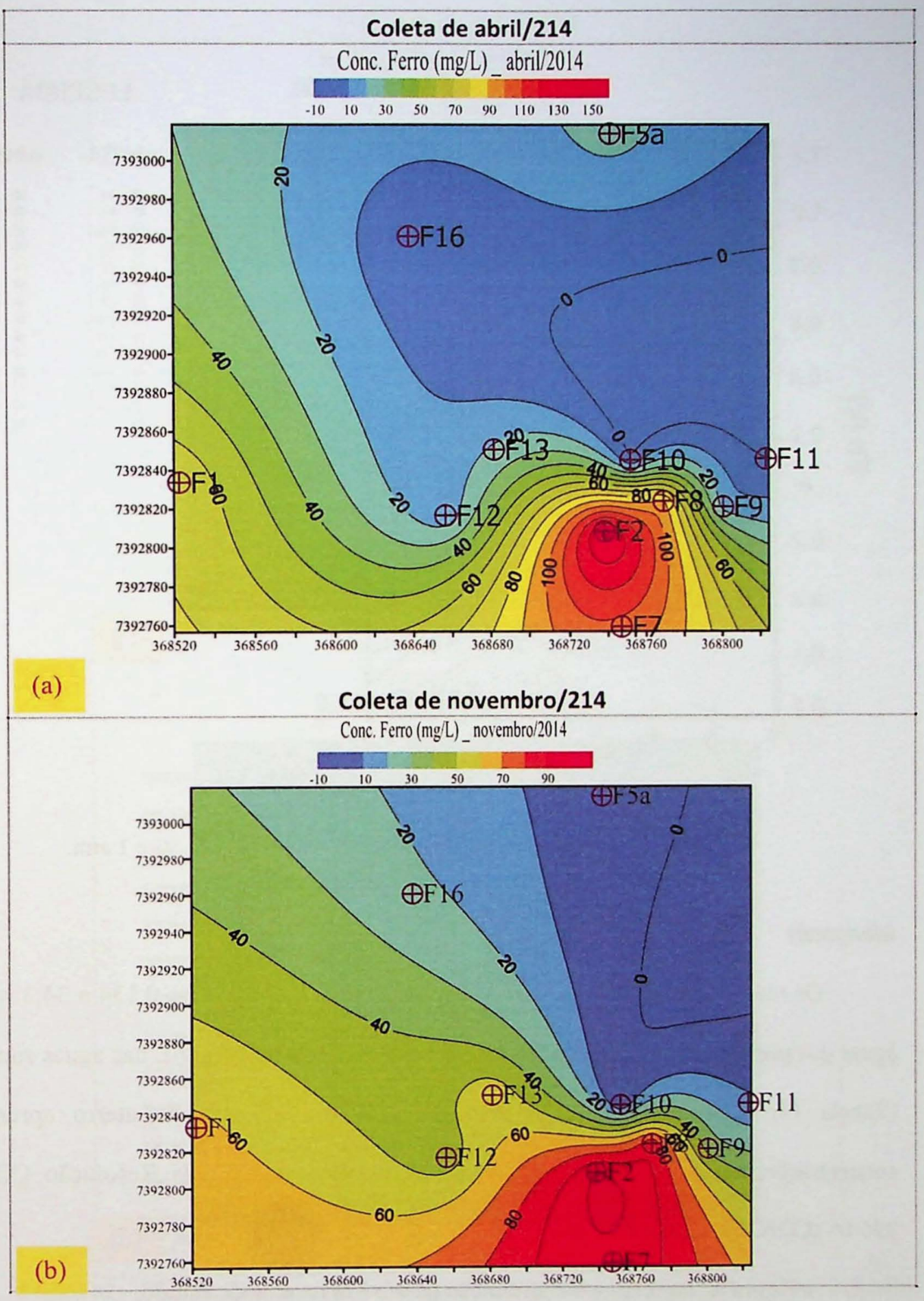



Figura 80 – Distribuição espacial do Ferro em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.

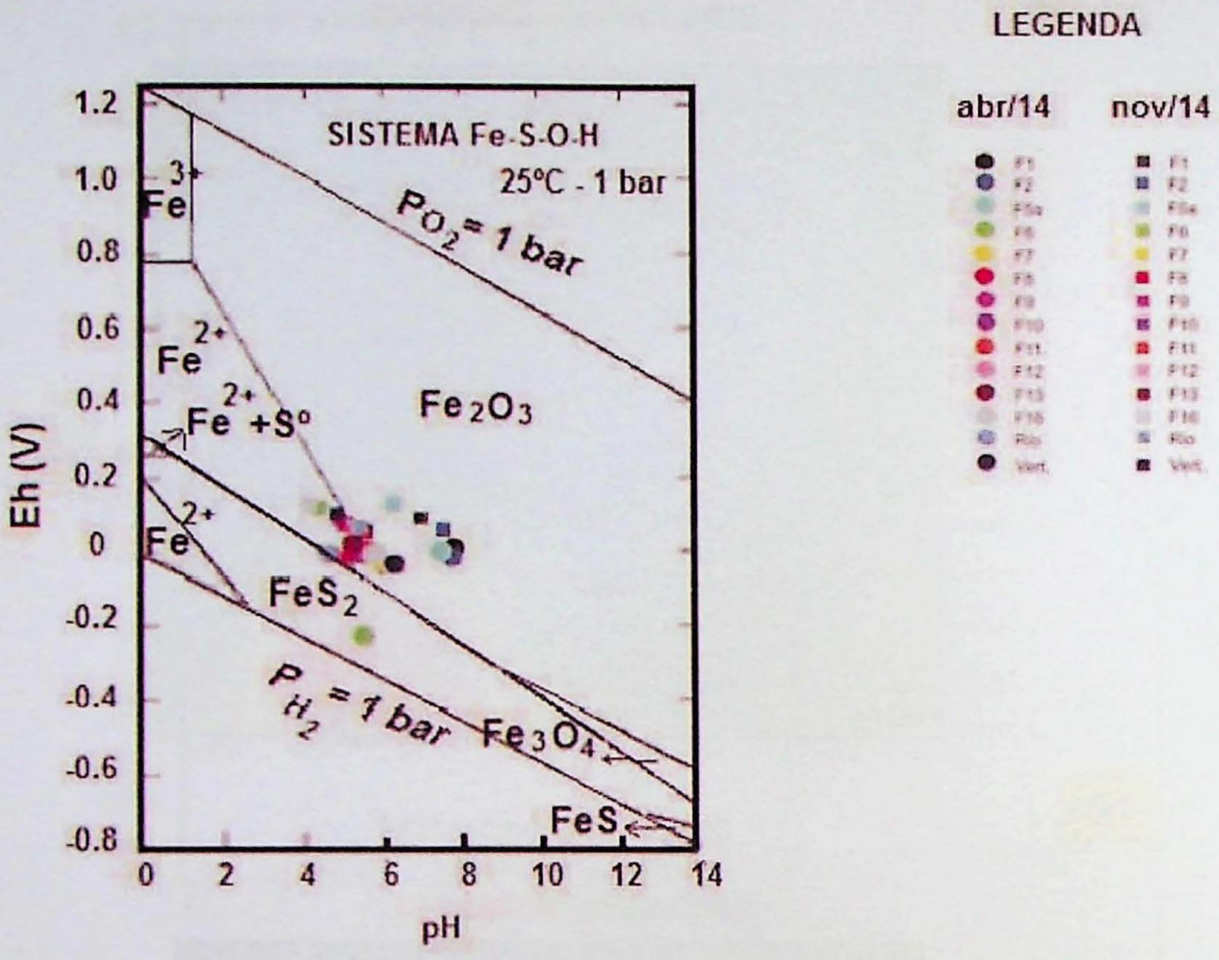



Figura 81 – Diagrama Eh-pH para o sistema Fe-S-O-H à 25 °C e 1 atm.

### *Manganês*

Os resultados das análises para Mn apresentaram valores entre 0,134 a 34,3 mg/L nas águas dos poços localizados na área do aterro; e de 0, 024 a 0,364 mg/L nas águas superficiais (Tabela 17). Constatou-se que as amostras coletadas na área do aterro apresentaram concentrações acima do VMP- CONAMA 357/05 (0,1 mg/l) e da Resolução CONAMA 396/08 (CONAMA, 2008).

A Figura 82 representa a distribuição para o Mn na área de estudo.

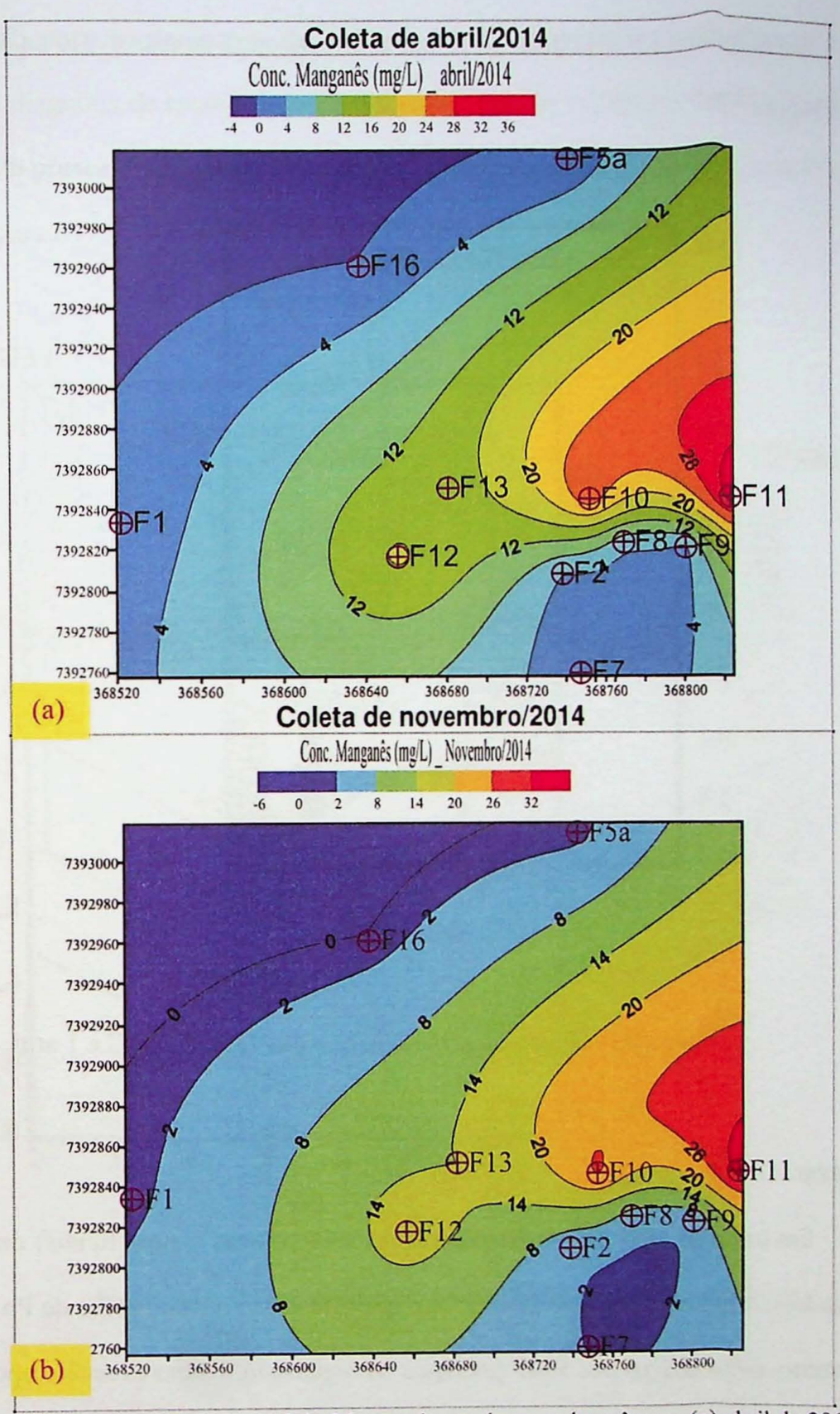



Figura 82 – Distribuição espacial do Manganês em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.

No diagrama Eh-pH observou-se que o Mn encontra-se dissolvido na água sob a forma $Mn^{2+}$ (Figura 83).

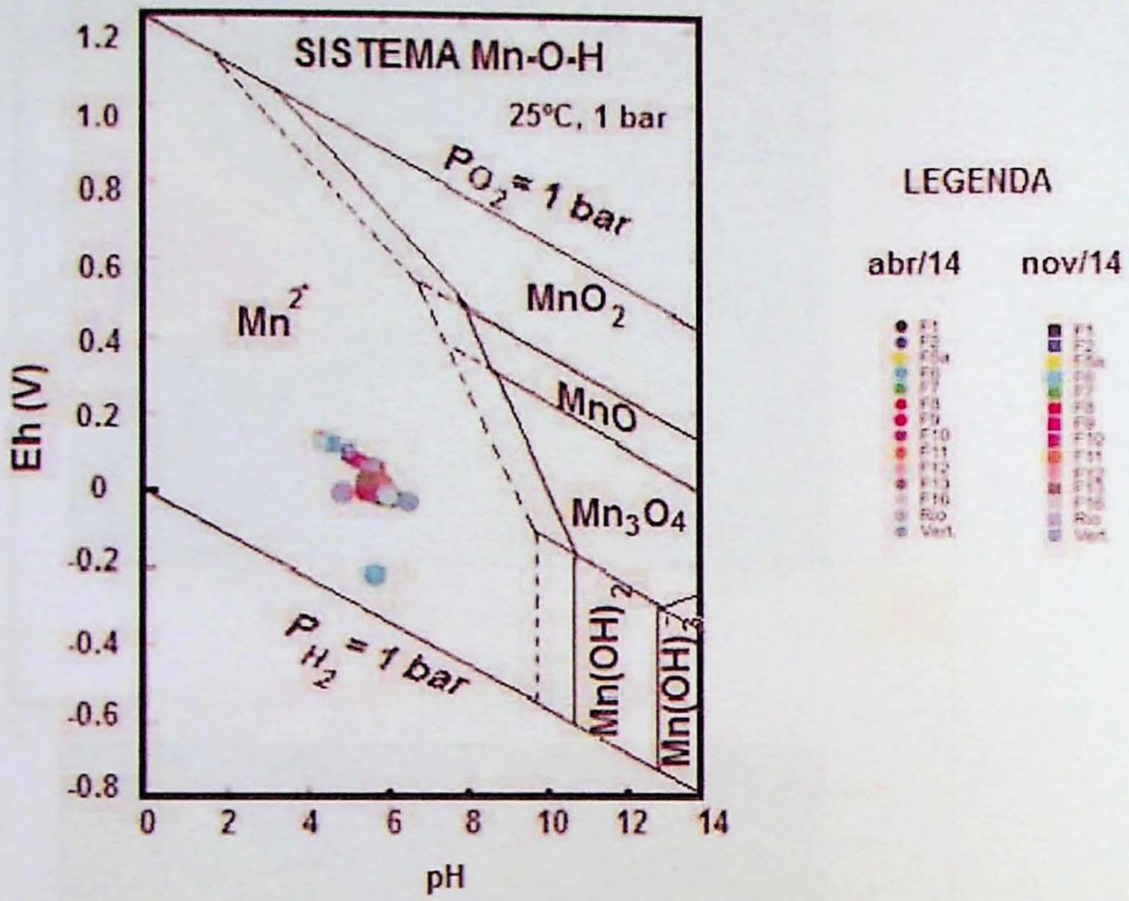



Figura 83 –Diagrama pH- Eh para o Mn-O-H à 25° C e 1 atm.

***Chumbo***

Em todas as amostras analisadas (águas subterrâneas e superficiais) da área do aterro, incluindo-se a amostra do poço de controle, apresentaram concentrações de Pb (< 0,009 mg/l), no entanto, estão abaixo dos VMP previstos na legislação. Como exceção, apontou-se o poço F5a, onde os teores atingiram 0,019 mg/l na coleta de abril (Tabela 17).

A CETESB (2014) estabelece Valores de Intervenção para Águas Subterrâneas de 0,01 mg/ L de Pb, o mesmo VMP adotado pela Portaria 2.914/11 e a Resolução CONAMA 357/05 para águas da Classe 2

O Pb pode se apresentar de diversas formas, a depender dos valores de pH e Eh. Segundo o diagrama de estabilidade Pb-S-C-O-H O, e nas condições de pH e Eh medidas em campo, o Pb presente nas águas monitoradas aparece nas formas sólidas, como $PbCO_3$, PbS e $PbSO_4$ (Figura 84).

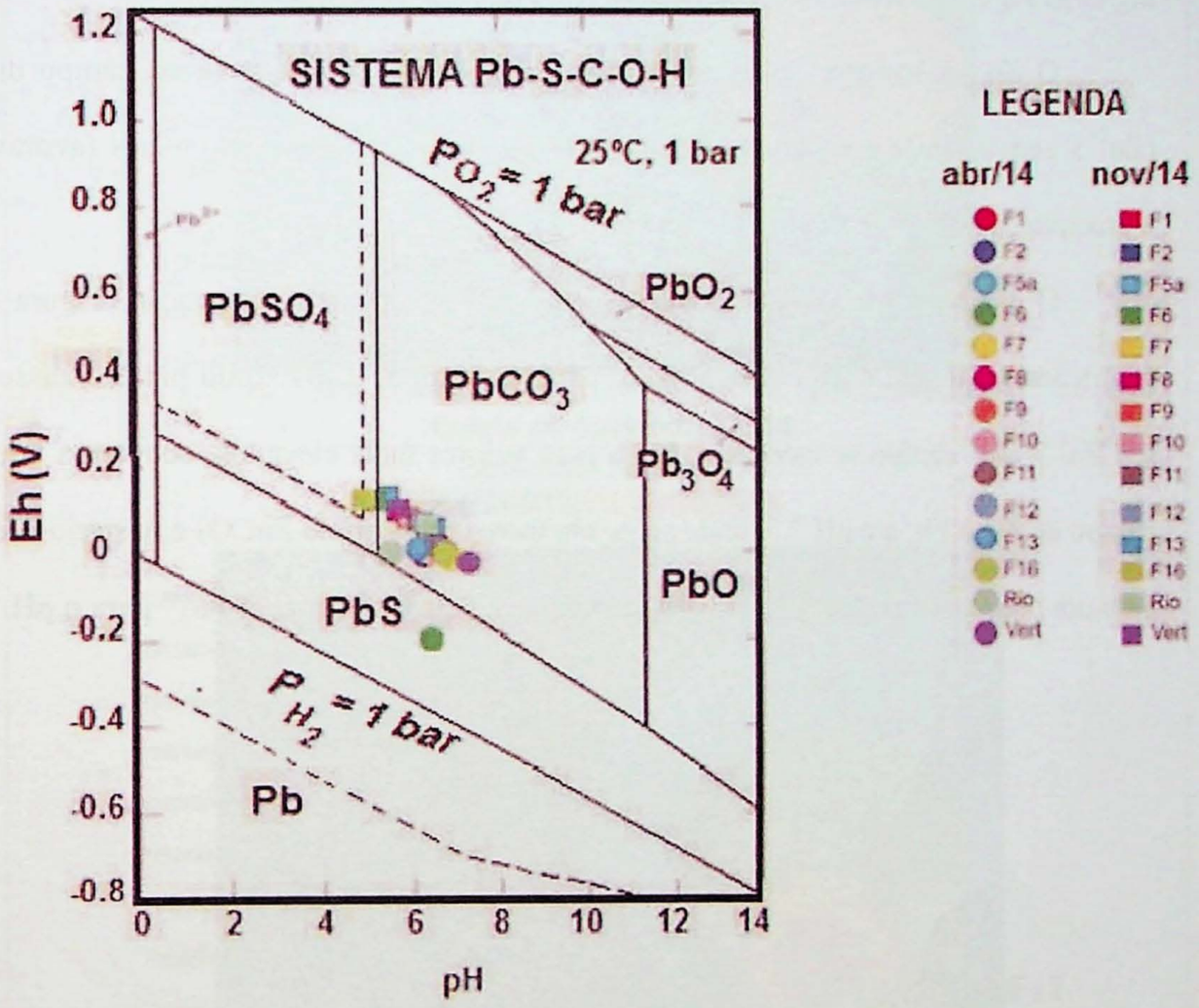



Figura 84 – Diagrama de estabilidade pH-Eh de espécies de Pb.

***Zinco***

A concentração de Zn nas águas analisadas mostrou-se abaixo do limite de quantificação da técnica utilizada (LD), e muito abaixo do limite estabelecido na legislação ambiental. Como exceção, observou-se que os poços F9, F10 e F11 apresentaram valores acima do valor estabelecido pela CETESB/14 e pela Resolução CONAMA 357/05 de 1,8 mg/L. A Figura 85 mostra o mapa de isovalores de Zn na área de estudo.

O Zn, na maioria das amostras de água coletadas, encontra-se no campo dissolvido ($Zn^{2+}$), com exceção do poço de controle (F6) e do rio, que apresentam meios favoráveis para a precipitação do metal (ZnS).

O diagrama Eh-pH para o sistema Zn-O-H-S-C ilustra essa situação (Figura 86). Sob condições redutoras, o Zn ocupa a maior parte do campo, e abaixo do pH 2,1, dissolve para íon $Zn^{2+}$. Este campo se estende para Eh com valores mais elevados, ocupando um extenso campo de pH e Eh, até pH 7,5, onde surge um estreito campo de $ZnCO_3$ e posteriormente uma área um pouco maior de ZnO, que por sua vez se dissolve na forma $ZnO_2^{2-}$ para o pH 11.

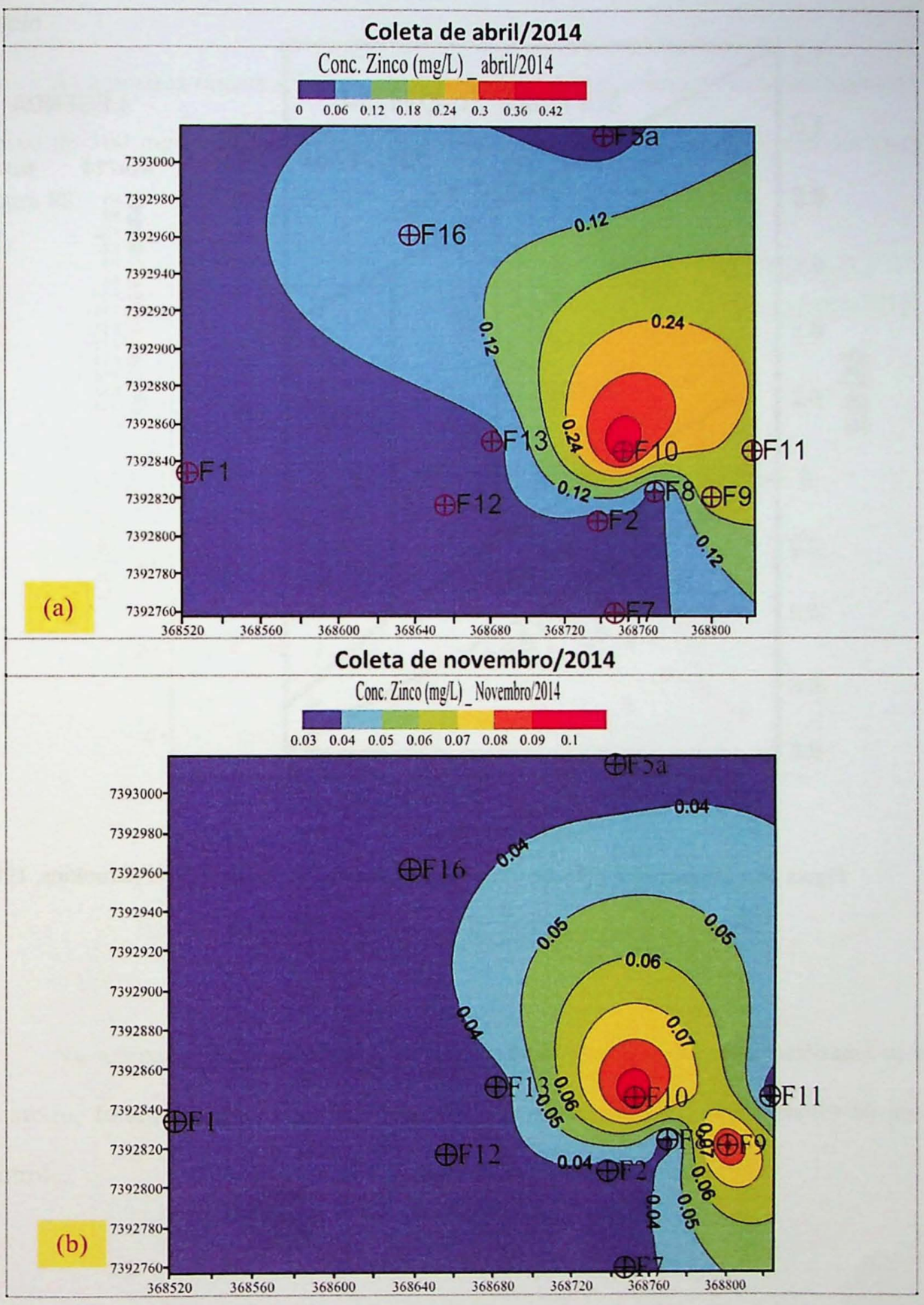



Figura 85 – Distribuição espacial do Zinco em águas subterrâneas: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.

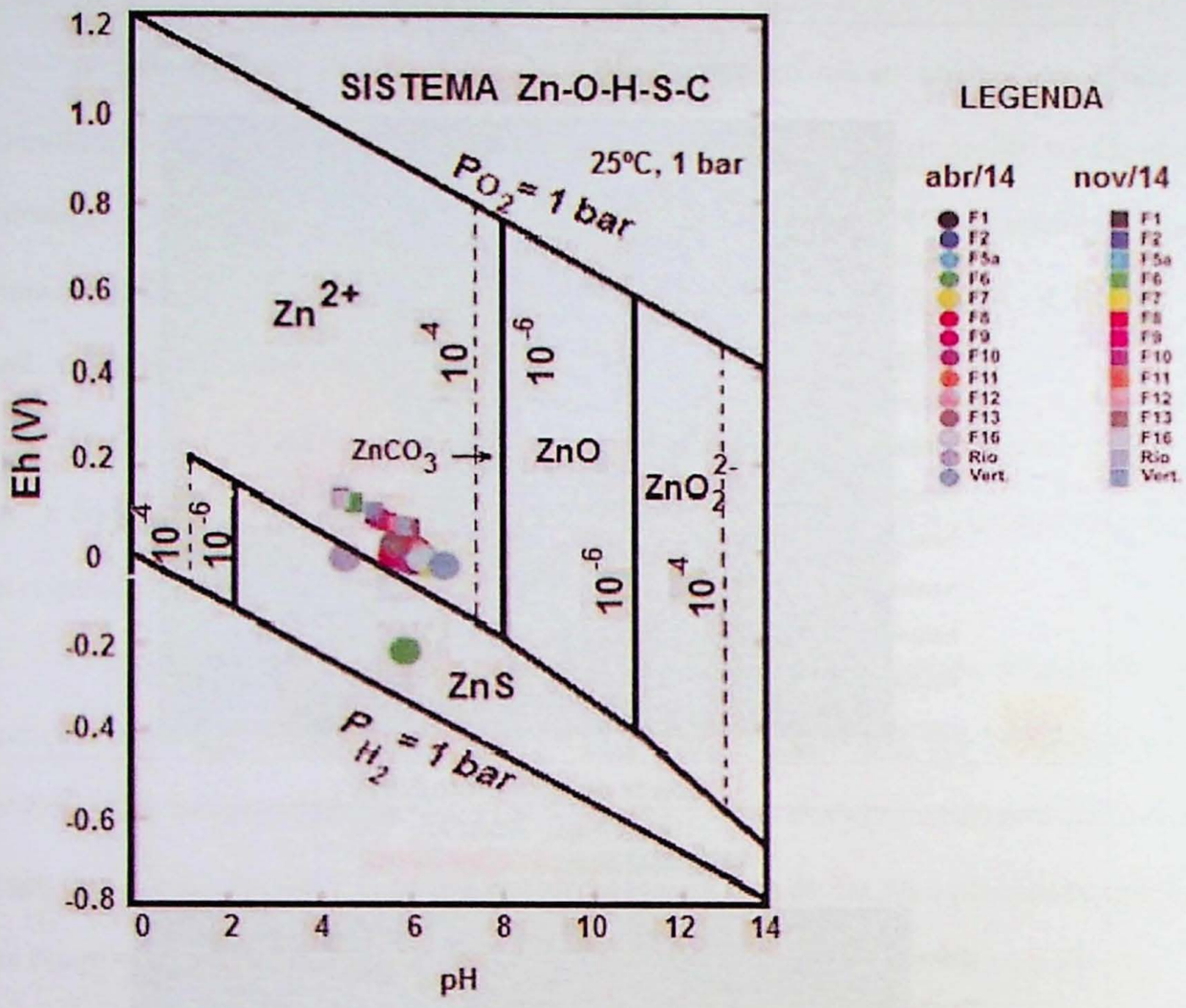



Figura 86 – Diagrama Eh-pH para o sistema Zn-O-H-S-C à 25° C e 1 atm (Brookins, 1988).

***Cálcio***

As amostras (águas subterrâneas e superficiais) analisadas apresentaram teores de Ca abaixo de 100 mg/L (Figura 87) e a distribuição espacial deste elemento pode ser vista na Figura 88.

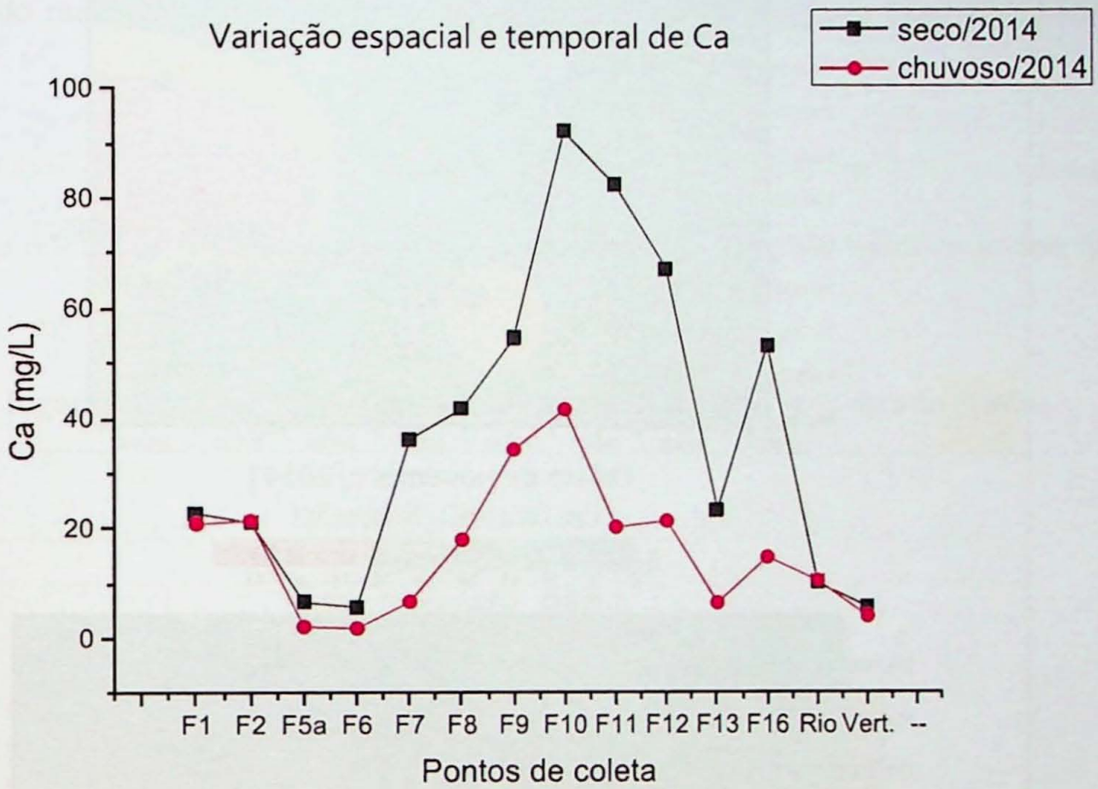



Figura 87 – Variação espacial e temporal do Ca.

Na comparação dos teores de Ca entre o ponto-controle e os pontos localizados na área de aterro, foram encontradas diferenças, onde os teores de Ca foram menores no ponto-controle.

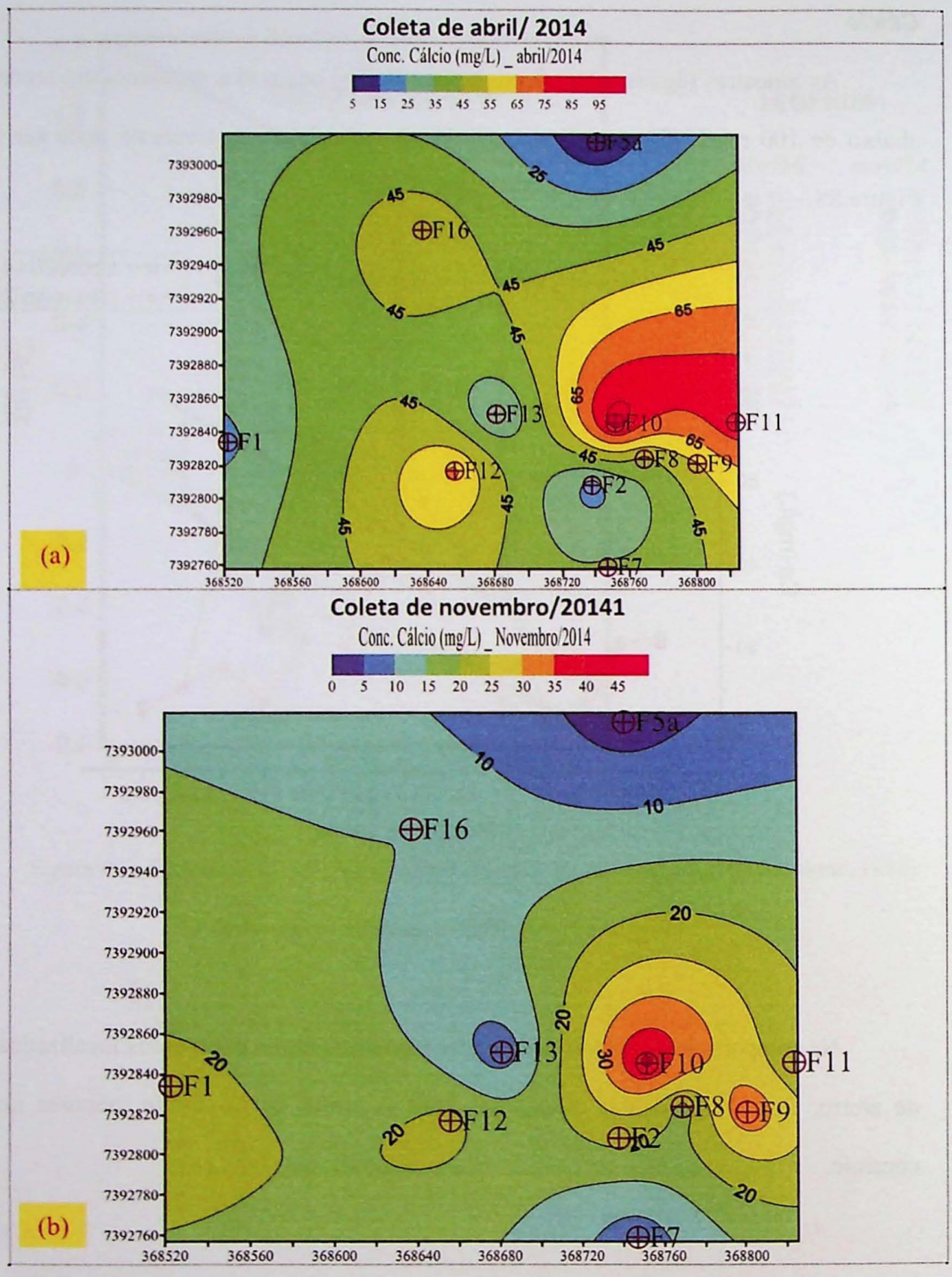



Figura 88 – Distribuição espacial do Cálcio em águas subterrâneas: abril de 2014 e (b) novembro de 2014.

***Potássio***

O K ocorre em pequenas quantidades ou está ausente nas águas subterrâneas, por participar nos processos de troca iônica, por ser facilmente adsorvido pelas argilas e por ser utilizado pelos vegetais. Os teores de potássio nas águas subterrâneas são inferiores a 10 mg/L, sendo mais frequentes os valores entre 1 e 5 mg/L (FEITOSA e MANOEL FILHO, 1997).

Na área estudada, o K apresentou concentrações que variaram de 0,811 e 21,2 mg/L; no poço de referência (F6) também foi indicado a presença de K com teores na mesma faixa 2,56 – 21, 1 mg/L (Tabela 17).

As Figuras 89 e 90 representam a distribuição espacial do Ca na área de estudo.

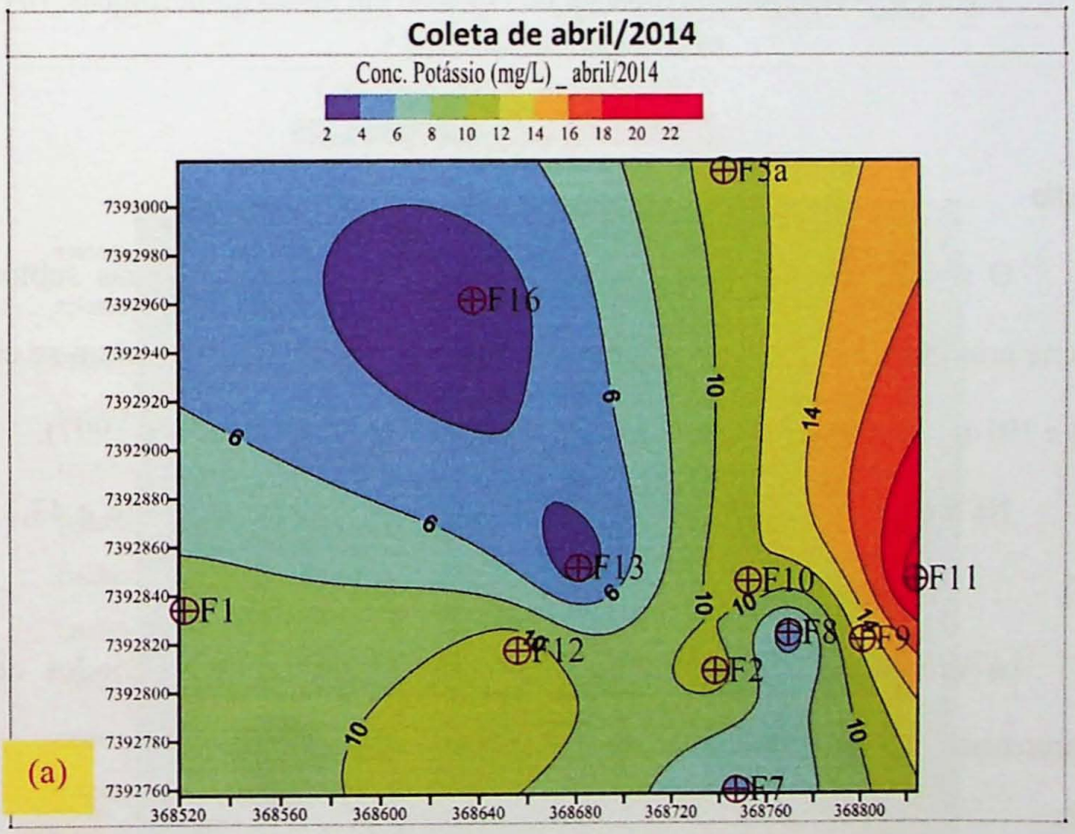



Figura 89 – Distribuição espacial do Potássio em águas subterrâneas: (a) abril de 2014

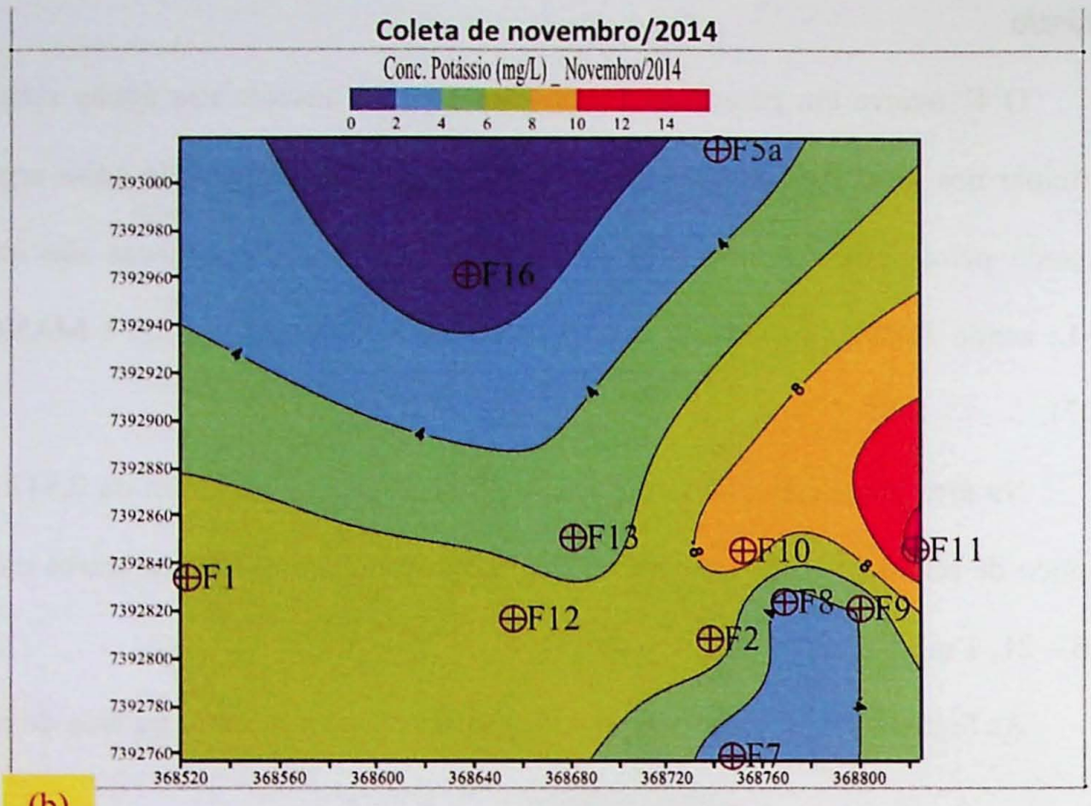



Figura 90 – Distribuição espacial do Potássio em águas subterrâneas: (b) novembro de 2014.

***Sódio***

O sódio é um dos metais alcalinos mais abundantes nas águas subterrâneas, onde ocorre principalmente na forma de cloretos. A concentração do sódio, situa-se em geral, entre 0,1 e 100 mg/l nas águas subterrâneas (FEITOSA e MANOEL FILHO, 1997).

Na área estudada as concentrações de sódio variaram entre 3, 76 e 43,3 mg/l (Tabela 17).

A variação espacial dos valores observados, para ambos períodos de coleta, está representada na Figura 91.

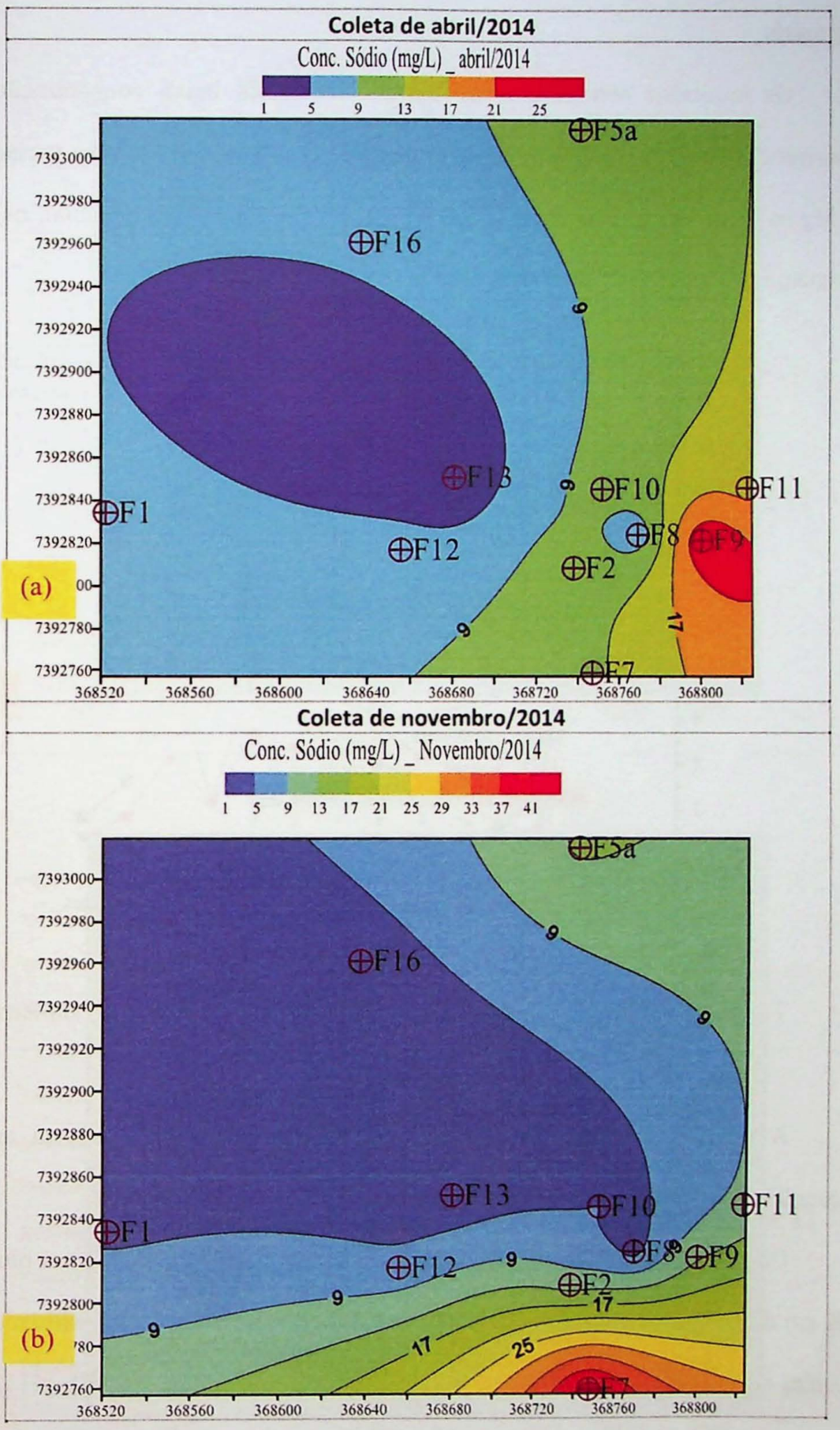



Figura 91 – Distribuição espacial do Sódio em água subterrânea: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.

***Magnésio***

Os resultados obtidos para as análises indicaram baixa concentração de Mg nas amostras de águas subterrâneas e superficiais coletadas. Observou-se uma variação dos teores de Mg na água subterrânea, entre 1,25 e 17,7 mg/L; para a água superficial, os teores de Mg variaram entre 1,65 e 3,25 mg/L (Figura 92)

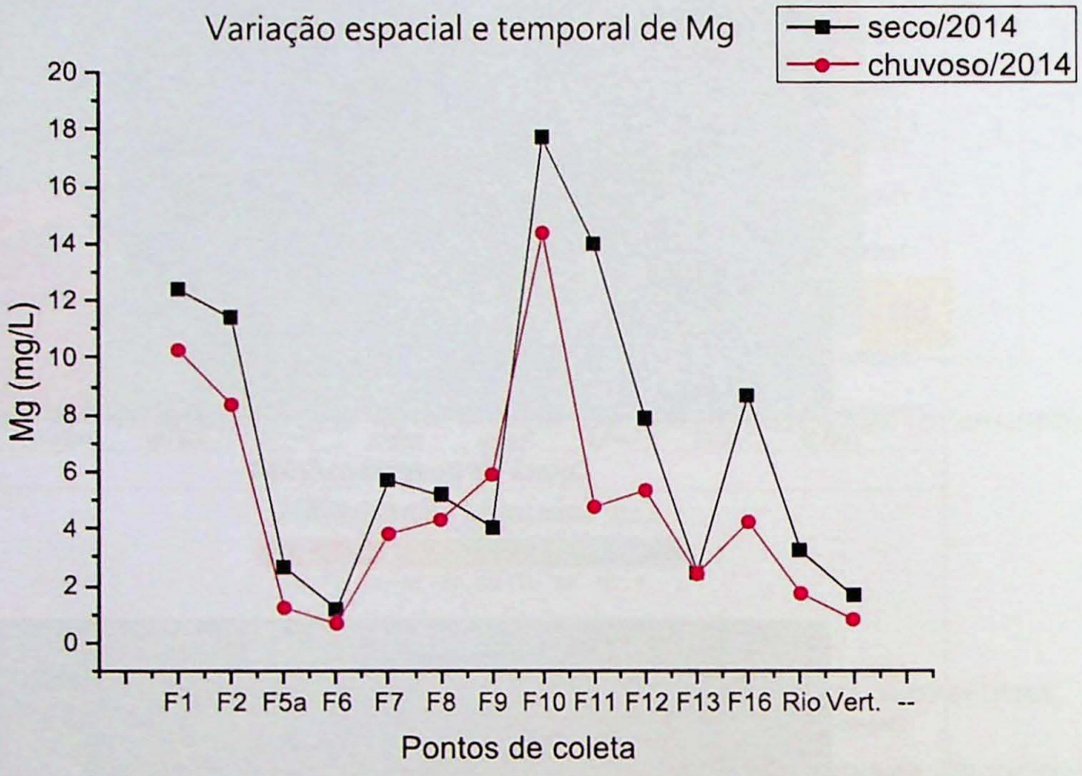



Figura 92 – Variação espacial e temporal do Magnésio em águas subterrâneas.

A variação temporal e espacialização dos resultados obtidos está apresentada na Figura 93.

Os valores Eh e pH, registados nas duas campanhas de coleta, foram plotados para Ca e K em diagramas de Eh-pH (Figura 94), que indica as regiões de estabilidade das espécies química na água (fase solúvel, sólido ou em equilíbrio). Os diagramas Eh-pH mostraram que os íons (Na, K, Ca, Mg) solúveis predominam nas águas monitoradas.

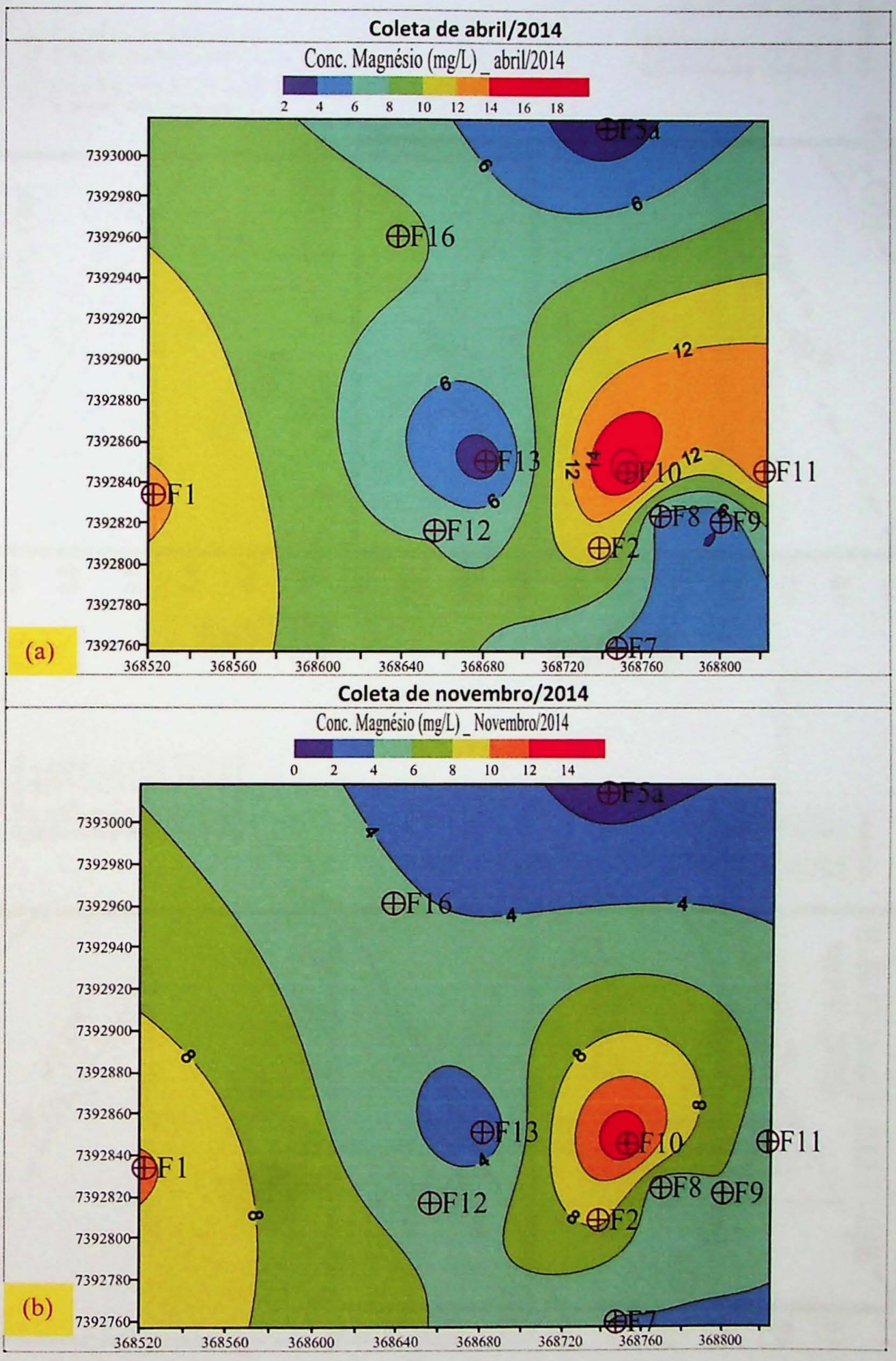



Figura 93 – Distribuição espacial do Magnésio em água subterrânea: (a) abril de 2014 e (b) novembro de 2014.

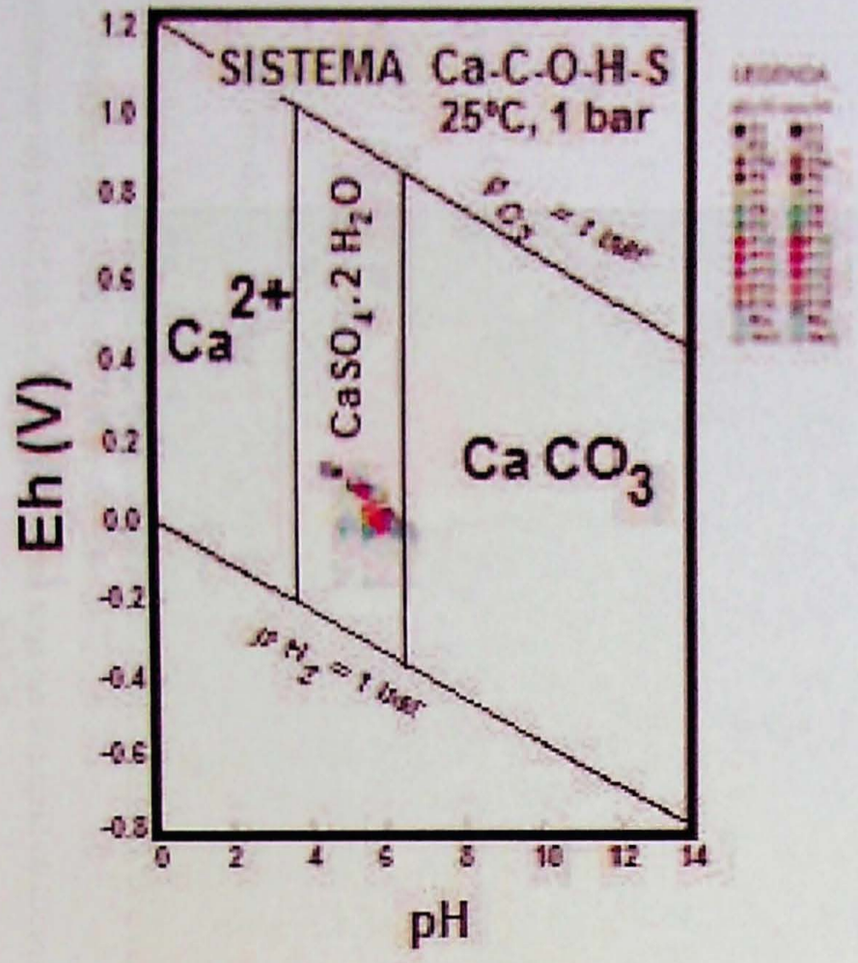



Diagrama Eh-pH para Ca

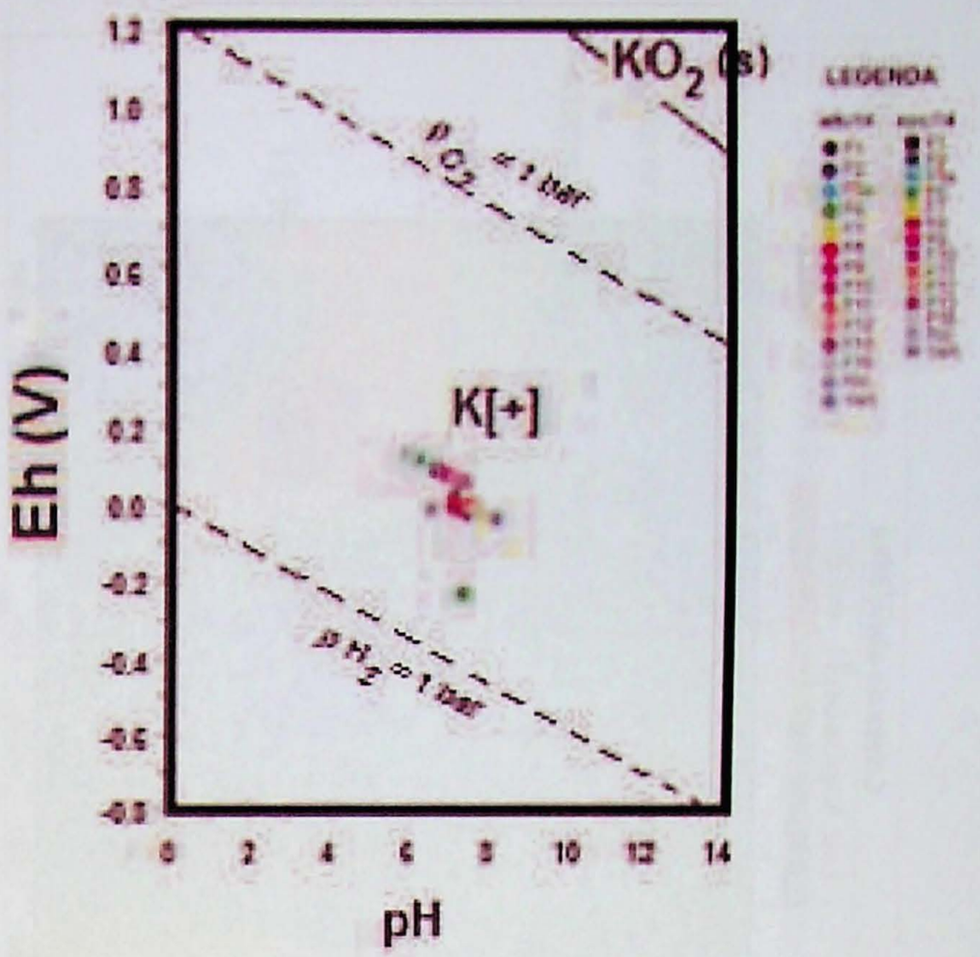



Diagrama Eh-pH para K

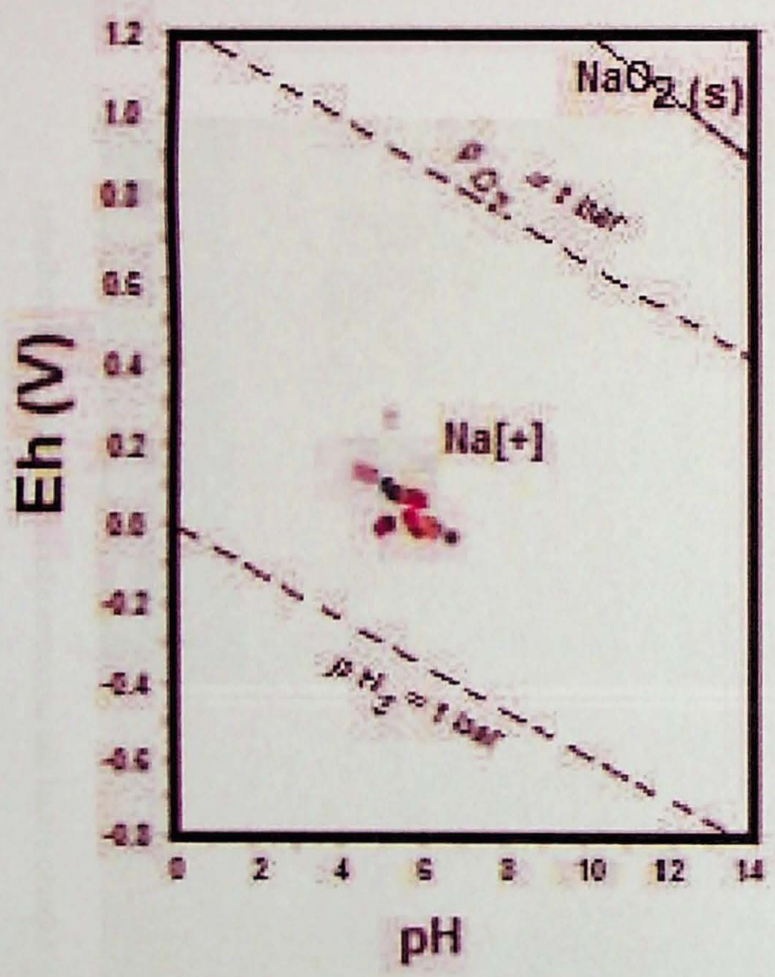



**Diagrama Eh-pH de Na**

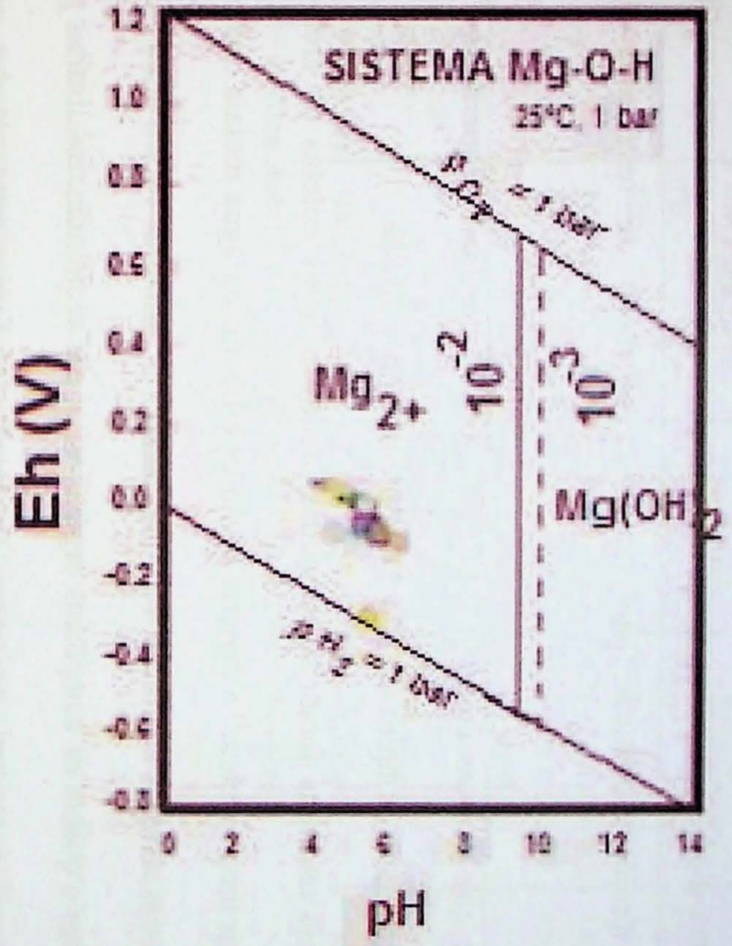



**Diagrama Eh-pH de Mg**

Figura 94 - Diagramas Eh-pH para os sistemas Ca-C-O-H-S; $KO_2$; $NaO_2$, Mg-O-H (Brookins, 1988).

**d) Aplicação de radiação ionizante na detecção de metais em amostras de água**

Somente a aplicação do processo tradicional realizado com a adição do ácido nítrico para acidificar as amostras, digerir e armazenar, e, posteriormente, aplicar às amostras análise quantitativamente por técnicas analíticas, não garante a obtenção de resultados sem interferentes orgânicos.

De fato, sabe-se que técnicas como ICP-OES alcançam elevadas temperaturas, e, mesmo assim, a matéria orgânica complexada não é totalmente mineralizada.

Assim, as algumas amostras foram selecionadas, dentre aquelas coletas na área de estudo, e foram irradiadas para "quebrar" a matéria orgânica e liberar na água metais que não seriam detectados por outras técnicas analíticas. Posteriormente, as amostras foram analisadas por UV/VIS, para verificar a quebra de compostos orgânicos, e, em sequência, analisadas por ICP-OES para determinação dos metais presentes. Os resultados foram confrontados com aqueles obtidos para amostras não irradiadas (Tabela 18). Após irradiadas as amostras apresentaram alteração na coloração Figura 95.

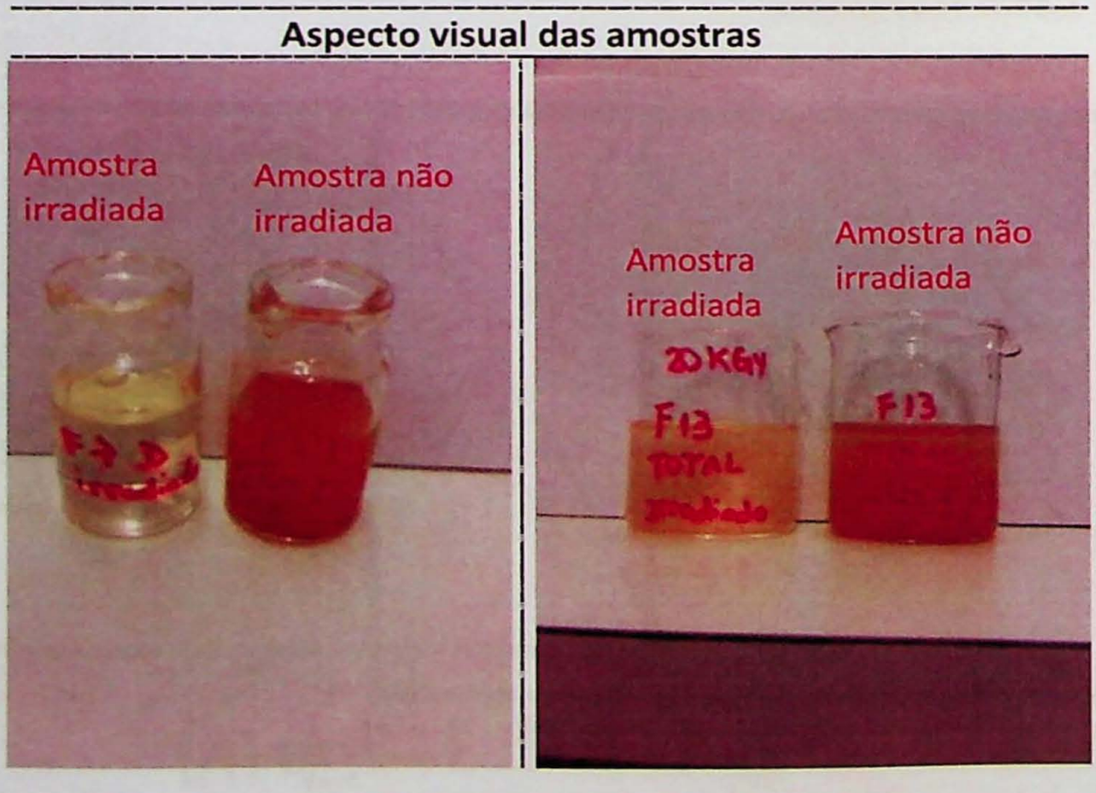



Figura 95 – Aspecto visual das amostras não irradiadas e pós-irradiadas.

Tabela 18 – Dados químicos para Al, Pb, Zn, Mn e Fe em amostras de água subterrânea e superficial irradiada e não irradiadas.

| Amostras | Concentração (mg/L) | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Al dissolvido | | Pb dissolvido | | Zn dissolvido | | Mn dissolvido | | Fe dissolvido | |
| | 0 kGy | 20 kGy | 0 kGy | 20 kGy | 0 kGy | 20 kGy | 0 kGy | 20 kGy | 0 kGy | 20 kGy |
| F1 | ND | 0,2±0,03 | ND | <LQ | 0,04 | 0,555±0,077 | 0,9 | 0,999±0,15 | 45,20 | 50,070±7,57 |
| F2 | ND | 0,31±0,045 | ND | <LQ | 0,04 | 0,372±0,052 | 1,85 | (2,595±0,38)*5 | 64,61 | 71,240±10,77 |
| Rio | ND | 0,28±0,041 | ND | <LQ | 0,10 | 0,185±0,026 | 0,05 | 0,052±0,0076 | 0,42 | 0,427±0,065 |
| LQ | 0,05 | | 0,005 | | 0,005 | | 0,005 | | 0,05 | |
| VMP (Conama 357/05) | 0,1 mg/L | | 0,01 mg/L | | 1,8mg/L | | 0,1mg/L | | 0,3 mg/L | |
| VMP (CETESB/14) | Não estabelecido | | 0,01mg/L | | 1,8 mg/L | | Não estabelecido | | Não estabelecido | |

ND = não detectado; LQ = Limite de quantificação; NA = não aplicado

Desta forma, a amostra total não irradiada foi comparada com amostra total irradiada com dose de 20 kGy. Verificou-se que houve uma discreta diminuição da absorbância na amostra irradiada, demonstrando a liberação da matéria orgânica na matriz analisada.

Na mesma senda, foi comparada a absorbância entre a amostra de água total não irradiada com amostra dissolvida não irradiada, que apresentou menor absorbância. Em outra amostra, foram comparadas a absorbância da amostra F1 total irradiada e da amostra F1 filtrada irradiada, ambas a uma dose de 20 kGy. A conclusão a que se chegou foi que a amostra dissolvida apresentou baixa absorbância (Figuras 96 e 97).

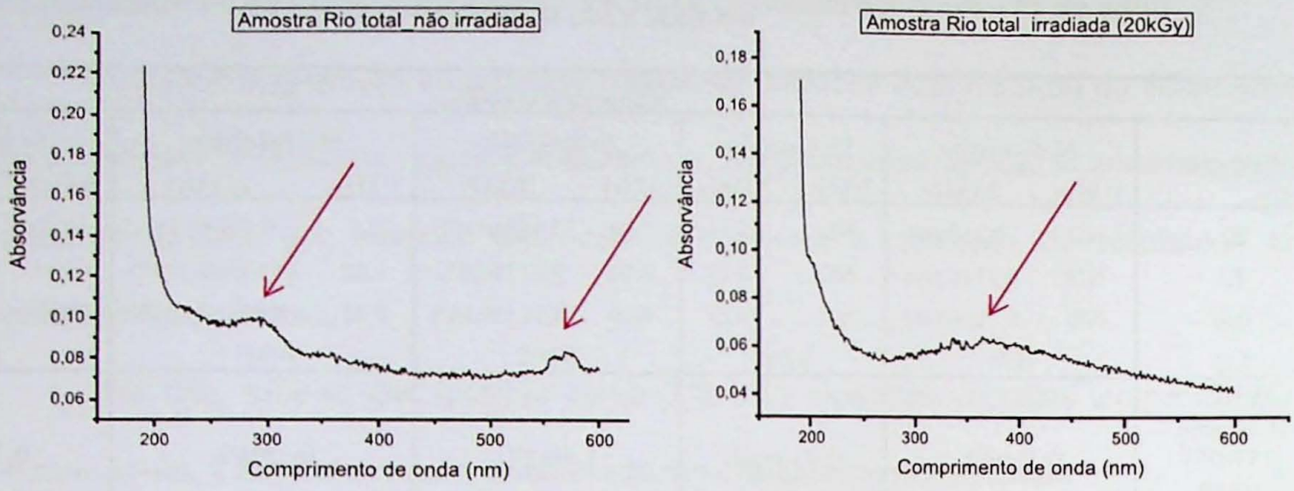



Figura 96 – Absorbância da amostra total de água do Rio não irradiada e pós-irradiada.

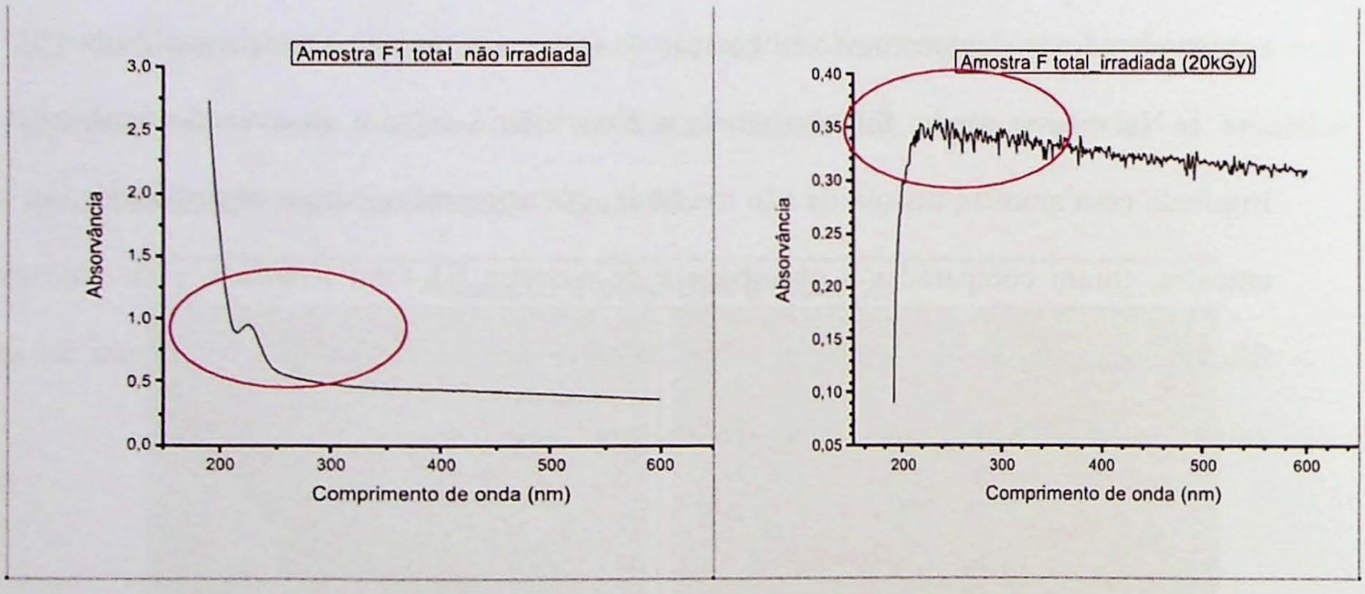



Figura 97 – Absorbância da amostra total de água F11 não irradiada e pós-irradiada.

## CONCLUSÕES

O objetivo do estudo foi avaliar a presença de lodo, oriundo da ETA Taiaçupeba, depositado sobre área a jusante da barragem, sem preparo prévio do solo para recepção.

Partimos de levantamentos do histórico do lodo, visto tratar-se de resíduo do processo de tratamento de água, antes depositado no fundo do reservatório, a jusante da captação da ETA, e anteriormente estudado por Imbernon (2001) e Franco *et al.* (2007).

A transferência do lodo envolveu a construção de diques de contenção, visto o comportamento desse material apresentar-se como um hidrogel, quando em contato com água. As informações da SABESP, responsável pelo material e pelo controle na área, era de que a deposição seguiu procedimento de cobertura, tal qual realizado em aterros sanitários, com terra de fora da área da barragem.

Os levantamentos geofísicos, que precederam a implantação dos poços de monitoramento, permitiram identificar localização e espessura das camadas de lodo, e que não foi, como previsto quando da instalação do aterro, realizada a intercalação de solo de cobertura e a deposição do LETA.

A aplicação de técnicas de análise de água por processos de oxidação avançada (POA) indicou que, para ambientes com alta concentração de matéria orgânica, tal como o lodo depositado, os teores de metais apresentaram valoração diferenciada daquela analisada pelas técnicas convencionais (ICP-OES). De fato, após a "quebra" da matéria orgânica pela radiação, os metais analisados foram majorados quando analisados nas amostras.

Da mesma forma, a partir da espectroscopia de infravermelho (IVTF) foi possível demonstrar que o polímero utilizado no processo de tratamento de água (poliacrilamida PAM), a despeito do tempo decorrido entre a produção do lodo e o depósito no aterro, esse produto ainda está presente, e é responsável pelos níveis acima dos valores referenciais de compostos nitrogenados nas águas subterrâneas.

Os metais presentes são, principalmente, o Fe, Al e Mn, os dois primeiros associados ao processo de tratamento da água, e o Mn enriquecido residualmente no lodo.

Assim, em face a essas propriedades do lodo, a reutilização desse material em outras cadeias produtivas, como por exemplo em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's), seria uma forma de melhor destinação ao material, procedimento que vem sendo utilizado com alguns lodos de ETA pela própria SABESP.

A SABESP iniciou processo de estudos de produção de elementos cerâmicos estruturais com o lodo seco (tijolos e blocos de cerâmica vermelha), que poderia ser uma alternativa de uso e destinação a esse material. De fato, ainda se concentra no fundo do reservatório cerca de 90 toneladas do lodo que foi depositado, e estudado nesta pesquisa. A SABESP requereu ao autor e orientador um trabalho conjunto no sentido de estabelecer uma aplicação na recuperação da área degradada quando da implantação do reservatório. Ressalta-se que, embora haja Resolução CONAMA que estabelece diretrizes para aplicação de lodo de estações de tratamento de esgoto (ETE) (CONAMA 375/2006), o presente trabalho vem produzir dados científicos que poderão subsidiar a elaboração e propositura de uma Resolução CONAMA para destinação de lodos de ETA.

Assim, ressaltamos que a produção de água no Brasil ainda é incipiente no que concerne tanto à caracterização adequada do lodo produzido, quanto à destinação desse resíduo. A cadeia produtiva do lodo deveria ser dimensionada para a ETA, desde o projeto inicial, que permitiria estabelecer, no âmbito de uma produção mais limpa, um resíduo final com destinação outra, que não aterros sanitários.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.216. - Projeto de estação tratamento de água para abastecimento público – procedimento. Rio de Janeiro, 1992, 18p.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004. - Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004. 71p.

ABNT ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS NBR 15.495-1 (Versão Corrigida 2/2009). - Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados Parte 1: Projeto e construção. Rio de Janeiro, 2007. 25p.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13.895. - Construção de poços de monitoramento e amostragem. Rio de Janeiro, 1997, 21p.

ACHON, C.L; BARROSOS, M.M.; CORDEIRO, J.S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISSO 24512: desafio ao saneamento brasileiro. Eng. Sanit. Amb. V.18, n.2 abr/jun 2013. P115-122.

AGUIAR, M. R. M. P. de; NOVAES, A. C.; GUARINO, A. W. S. – Remoção de metais pesados de efluentes industriais por Aluminosilicatos. Química Nova, São Paulo, v. 25, n. 6b, p.1145-1154, 2002.

ALBARÈRE, F. - Geoquímica uma introdução. São Paulo: Oficina de Textos, 2011, 400p.

ALLOWAY, B. J. - Heavy metals in soils. 2. ed. London, Blackie academic & Professional, second edition, 1995, 368p.

ANDRADE, C. F. F. D. Uma Introdução à Bioinorgânica. Instituto de Química e Geociências, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2003. 46 p.

ANDRADE, M. R. M. De. - Planejamento Ambiental da APA CABUÇU-TANQUE GRANDE GUARULHO-SP. 2009. 187p Tese (Doutorado) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, departamento de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

ANDREOLI, C. V. (Coord.). - Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. 282p.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, C. - Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico ácido. Rev. Bras. Ci. Solo, 22, p.345-353, 1998.

AZEVEDO NETTO, J. M. - Cronologia do Abastecimento de água (até 1970). In: Revista DAEE, v. 44, n. 137, p.106-111, jan. 1984.

BAIRD, C.- Environmental Chemistry - 2nd ed. W. H. Freeman and Company. 1999, 557p.

BAKER, M. N.; TARAS, M. J. – The quest for pure water: the history of the twentieth century.2. Denver: AWWA, 2ª ed. 1981.

BARBOSA, R. M.; POVINELLI, J.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. L. G. – A toxicidade de despejos (lodos) de estações de tratamento de água à Daphnia Similis (Cladocera, Crustacea). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, Anais...II-008. ABES, Rio de Janeiro, 1999, p 1-10.

BARBOSA, R. M. - Avaliação do Impacto de efluentes (lodos) de ETA's à biota aquática através de testes de toxicidade, São Carlos. 2000, 199p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. - Processamento de Lodo de Estações de Tratamento de Água. Rio de Janeiro: RiMa/ABES/PROSAB. p.119-141, 2001.

BERTON, R. S. - Riscos de contaminação do agrossistema com metais pesados. In: BERTTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). Impacto Ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Faguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. 2000, p.259-268.

BETTIOL, W. & CAMARGO, O. - A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola.

BOSCOV, M. E. G. - Geotecnia Ambiental. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, 248p.

BOTERO, W. G.; DOS SANTOS, A.; DE OLIVEIRA, L. C.; ROCHA, J. C. – Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: Perspectivas de aplicação agrícola. Quim Nova, São Paulo, Vol. 32, N. 8, p.2018-2022, 2009.

BRAGA. A. C. O. - Métodos geoelétricos aplicados: Ilustrações. Departamento de Geologia Aplicada, IGCE, UNESP/Rio Claro, Laboratório de Geomatemática, Apresentação no Power Point, 61 slides. 2002.

BRAGA, A.C.O. 2006. Métodos da eletrorresistividade e polarização induzida aplicados nos estudos da captação e contaminação de águas subterrâneas: uma abordagem metodológica e prática. Tese livre docência. Instituto de Geociências.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. São Paulo CETESB, 1979. p.1-107.

BRASIL. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. "Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo e seu padrão de potabilidade".

BRASIL. Lei nº. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.

BRASIL. Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólido; altera a Lei n. 9.605, de 12de fevereiro de 1998: e dá outras providências.

BROUYÈRE, S.; DASSARGUES, A.; HALLET, V. - Migration of contaminants through the unsaturated zone overlying the Hesbaye chalky aquifer in Belgium: A field investigation. Journal of Contaminant Hydrology, v.72, n 1-4, p 135-164, 2004.

BROOKINS, D. G. Eh-pH diagrams for geochemistry. Springer-Verlag, New York, 1988. 176p.

CALABUIG, G. – Medicina Legal y Toxicologia. E. Villanueva Canadas, Masson. 6ª Edicion, p.939-967. 2004.

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. - Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas: Fundação IAC, 1986. 94p (Boletim Técnico n. 106).

CAMPOS, M. C. C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. Ambiência Guarapuava (PR), v.6, n.3. p.547-565, Set/Dez.2010. Pg 67.

CASARINI, D. C. P. (coord.) – Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo. CETESB, 2001. Série Relatórios Ambientais, 73p. 2001.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO.- Manual de gerenciamento de áreas contaminadas, Projeto CETESB-GTZ Cooperação técnica Brasil-Alemanha, 2001.

CETESB COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO –Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo. -Apêndice: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. 2009, 44p.

CETESB COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – Decisão de Diretoria 045/2014/E/C/I de 20-02-2014. *Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2014, em substituição aos Valores Orientadores de 2005 e dá outras providências.*

CETESB (SÃO PAULO). COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2014. São Paulo: CETESB, 2015. 520P.

CENTURIONE FILHO; Di BERNARDO & DI BERNARDO. – Ensaios de Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em Estações de Tratamento de água. RiMa, São Carlos, 2002.

CHÁVES PORRAS, A.; LIMA ISAAC, R. DE; MORITA, D. – Incorporação do lodo das estações de tratamento de água e agregado reciclado de resíduo da construção civil em elementos de alvenaria - Tijolos estabilizados com cimento. Ciencia e Ingeniería Neogranadina, vol. 18, n. 2, dezembro, 2008.

CLELAND, M.R.; HERER, A.S.; JONGEN, Y.; ABS, M.; MEISSNER, J. ; KERLUKE, D.R.; WINTER, A.G. ; ZLOUSIC, R. A rhodotron electron beam facility for pre-treatment of cellusosic pulp. Env. par. IBA, 1998.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - Resolução 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Publicado no DOU de 17 de fevereiro de 1986.

CONAMA CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - Resolução nº 237 de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Publicada no DOU no 247, de 22 de dezembro de 1997, seção 1, p. 30841-30843.

CONAMA CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - Resolução n. 313, de 29 de outubro de 2002... DOU, Brasília, 22 nov.2002.

CONAMA CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.* Alterado pela Resolução CONAMA 430/2011. Publicado no DOU, de 18 de março de 2005.

CONAMA CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - Resolução n. 396, de 3 de Abri de 2008: *Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.*

CONAMA CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE- Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009: *Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.* Diário Oficial da União, Brasília, 30 de dezembro 2009, p.81-84.

CONAMA CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispões sobre as condições de lançamento de efluentes, e complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011).

CONAMA CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - Resolução n. 396, de 3de abril de 2008. Dispões sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.

CONAMA CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - Resolução n. 460, de 30 de dezembro de 2013. Altera a Resolução CONAMA n 420, de 28 de dezembro de 2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e dá outras providências.

CORDEIRO, J. S. - O Problema dos lodos gerados de cantadores de estações de tratamento de águas. São Carlos. 1993, 342p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1993.

CORDEIRO, J. S.; CAMPOS, J. R. - O Impacto ambiental provocado pela indústria da água. Revista Saneamento Ambiental, São Paulo, ano X, nº 50, p. 52-57, 1999.

CORDEIRO, J. S. - Processamento de lodos de estações de tratamento de água (ETA´s). In: Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnica consorciáveis com resíduos sólidos urbanos. PROSAB. Rio de Janeiro, 2001.

CRUZ, J. I.; PORTUGAL, R. S.; LUCENDO, M. C. H.; ELIS, V. R.; FACHIN, S. J. S.; USTRA, A. T. BORGES, W. R. - Detecção de contaminantes de solo por vinhaça através de análise de dados Eletrorresistividade. Revista Brasileira de Geofisica, v.26, n 4, p.481-492, 2008.

CUSTÓDIO, E.G.; LLAMAS, M.R. (1986) - Hidrologia Subterrânea. Barcelona. Omega, S.A. 2ª Edição, 1154p.

DA SILVA, M. V.; FUNGARO, D. A. - Caracterização de Lodo de Estação de Tratamento de Água e Cinzas de Carvão visando sua Utilização na Manufatura de Tijolo. - Internacional Workshop Advances in Cleaner Production. São Paulo- Brazil-may 17-20 -2011.

DA SILVA, R. T.; PORTO, M. F do A. Gestão urbana e gestão das águas: caminhos da integração. Estudos Avançados, Vol. 17 n. 47, São Paulo, jan./Apr.2003.

DA SILVA, D. R.; DANIEL, L. A. Aproveitamento de lodos gerados em ETAs e a importância de auxiliares de floculação naturais. Artigos técnicos DAEE, p.21-24, 2010

DAUGA, C.- Impacto da disposição de um resíduo industrial rico em metais pesados (Mn, Cu, Pb, Zn) e Mg sobre uma cobertura ferralítica em clima tropical (SP, Brasil) mineralogia, petrografia e transferências geoquímicas. 2000.233p. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

DE FREITAS, G. J.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. - Viabilidade técnica e econômica da regeneração de coagulantes a partir de lodos de estações de tratamento de água. Eng. San. Ambient. v. 10, nº 2, p. 137-145, 2005.

DE MENESES, A. C. L.; GADELHA, C. L. M.; MACHADO, T. T. V.; DE ALMEIDA, T. M. V.; DA SILVA JÚNIOR, W. R. – Avaliação Preliminar dos impactos do lançamento dos resíduos gerados na ETA Pedras de Fogo na qualidade da água do Riacho Avenca/PB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23,.ABES. Campo Grande/MS, 2005.

DE PÁDUA, V. L. (Coord.). – Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 392p.

DENTEL, S.K.. Evaluation and role rheological in sludge managment. Water Science and Technology, V.36, n.11, p. 1-8, 1997.

DERISIO, J. C. - Introdução ao controle de poluição ambiental. 4. Ed. atual. São Paulo: Oficina de textos, 2012. 234p.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. Di b.; VOLTAN, P. E. N. – Métodos e Técnicas de Tratamento e Disposição dos resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água. 2012.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. Di B. – Métodos e Técnicas de Tratamento de Água 2ª ed. São Carlos: RiMa, 2005. Vol. 2, 792p.

DUFFUS, J.H. "Heavy Metals"- A meaningless term (IUPAC Technical Report). Pure and Applied Chemistry, v. 74, n.5, p. 793-807, 2002.

ELLIOTH, H. A.; DEMPSEY, B. A.; MAILLE, P. J. – Content and Fractionation of Heavy Metals in Treatment Sludges. J. Environ. Qual. 19:330-334, 1990.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - Sistema Brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro. EMBRAPA, 1999. 412p.

FABHAT. FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ - Relatório de estudos e serviços técnicos em apoio à implantação da cobrança pelo uso dos recursos Hídricos na UGRHI 06, 2009. 122p.

FOLADORI, P.; ANDREOTTOLA, ZIGLIO, G. Sludge Reduction Technologies in Wastewater Treatment Palnts. Water Intelligence Online; vol. 9; 2010.

FEITOSA, C. A. G.; CONSONI, A. - J. Análise de Oportunidade de Minimização da Geração de Lodo na Estação de Tratamento de Água Alto da Ba Vista, São Paulo. INTERFACEHS-Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente, v.3, n.2, Seção Interfacehs 2, abr./agosto. 2008.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. - Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997. 412p.

FETTER, C. W. - Contaminant Hydrogeology . Macmillan Publishing Company, U.S., 1993. 458p.

FLEMMING, B. W. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis ternary diagrams. Continental Shelf Research, n.20, p. 1125-1137, 2000.

FRANCO, D. R; BERQUÓ, T. S; IMBERNON, R. A. L; PARTINI, C. S. M.; ENZWEILER, J. - Environmental monitoring of magnetic iron phases of urban water reservoir lake sediments (Taiaçupeba Lake, metropolitan region of São Paulo, Brazil) by using Mossbauer spectroscopy. Environ Geol. (Berlin), v.52, p.831-842, 2007.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. -Groundwater. Englewood Cliffs, Prentice-Hall, 1979. 604p.

FUPAM. FUNDAÇÃO PARA PESQUISA AMBIENAL - Revisão do Plano Diretor de Suzano 2006–2016, 2007.

GALLAS, J. D. F. - Principais métodos geoelétricos e suas aplicações em prospecção mineral, hidrogeologia, geóloga de engenharia e geologia ambiental. 2000. 174p. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro/Sp, 2000.

GALLAS, J. D. F. - Método eletromagnético. São Paulo: Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo. 7 p. 2007. (Apostila da Disciplina Geofisica Aplicada).

GARDA, G. M.; BELJAVSKIS, P.; MANSUETO, M. de S. - Rochas ricas em turmalina da formação Morro da Pedra Petra: relações com Turmalinitos portadores de ouro do Grupo Serra do Itaberaba, SP. Geol.USP, Sér. Cient., São Paulo, v.5, n.2, p.33-48, março. 2006.

GEOTECH. (2007) - Diagnóstico para o Plano de Gerenciamento Regional de Resíduos da Construção civil e volumosos dos municípios de Ferraz de Vasconcelos, Poá e Suzano - SP, 46p.

GERLICE, A. - Estudo da contaminação pelos metais Cu, Pb, Cd, e Zn na rede trófica dos reservatórios de Taiaçupeba e do Parque Ecológico do Tietê, SP. 2000. 65p. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Saúde Pública. Departamento de Saúde Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

GOMES, M. V.; COSTA, A. S.; GARCIA, C. A. B.; PASSOS, E. A.; ALVES, J. do P. H. - Concentrações e associações geoquímicas de Pb e Zn em sedimentos do rio São Francisco impactados por rejeitos da produção industrial de Zinco. Química Nova, Vol. 33, N° 10, 2088-2092, 2010.

GRANDIN, S. R.; ALEM SOBRINHO, P.; GARCIA JÚNIOR, A. D. – Desidratação de lodos produzidos em Estações de Tratamento de água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, VOL. 2, P.324-341. Anais, NATAL. 1993.

GRUNINGER, R. M. 1975. Disposal of waste alum sludge from water Treatment plants. Journal Watwer Pollution Control Federation, vol. 47, n.3, p543.

HASUI, Y.; CARNEIRO, C. D. R.; COIMBRA, A. M. - The Ribeira Folded Belt. Revista Brasileira de Geociências. SBG. São Paulo, 5: p.257-266, 1975.

HASUI, Y.; SADOWSKI, G. R. - Evolução geológica do Pré-cambriano na região sudeste do Estado de São Paulo. Rev. Bras. Geociências. SBG. São Paulo, 6(3): p.182 -200, 1976.

HIRATA, F. C. A. & FERREIRA, L. M.R. (2001) - Os aquíferos da Bacia do Alto Tietê: Disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. Rev. Bras. Geociências, 31(1): p.43-50, 2001.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K.; JOUKOSKI, A.; BARON, O.; FRANCK, R.; SALES, A.; ANDREOLI, C. V.; PAULON, V. A. (2005) - Estudo de dosagem para incorporação do lodo em Matriz de concreto, como forma de disposição final. In: 23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais: ABES, Pará.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; BARON, O.; FRANCK, R.; SALES, A.; ANDREOLI, C. V; PAUON, V. A. - Co-disposição de lodo centrifugado de Estação de Tratamento de Água (ETA) em matriz de concreto método alternativo de preservação ambiental. Química Nova, Vol. 29, p.79-84, 2006.

HSIEH, H e RAGHU, D. Criteria Development for Water Treatment Plant Residual Monofills. AWWA and AWWA Research Foundation, June 1997, Denver, CO.

HYPOLITO, R.; ANDRADE, S.; SILVA, L. H.; NASCIMENTO, S. C. - Alcalinidade-Método para determinação em campo. Analytica, n. 35, p.52-61, 2008.

HYPOLITO, R.; ANDRADE, S.; EZAKI, S. - Geoquímica da Interação Água/Rocha/Solo: Estudos Preliminares. São Paulo: All Print Editora, 2011. 450p.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2010).-Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Ministério do Planejamento, orçamento e gestão. IBGE-Diretoria de Pesquisa. 219p, 2010.

IMBERNON, R. A. L. (2001) - Comportamento geoquímico de Metais Pesados no Sistema Solo-Água da barragem de Taiaçupeba - Controle Ambiental – Relatório Técnico FEHIDRO.

IPT- INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA. Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré- Relatório Final N. 40 674, 1999.

JANUÁRIO, G. F.; FERREIRA FILHO, S. S. – Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodo das estações de tratamento de água da região metropolitana de São Paulo. Eng. San. Amb. vol. 12, n. 2, p117-126, 2007.

JULIANI, C.; BELJAVSKIS, P.; SCHORSCHER, H.D. - Petrogênese do vulcanismo e aspectos metalogenéticos associados: Grupo Serra do Itaberaba na região de São Roque - SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 34, Goiânia, 1986. Anais. Goiânia, SBG, v.2, p.730-743, 1986.

JULIANI, C. - Geologia, petrogênese e aspectos metalogenéticos do grupo Serra do Itaberaba e São Roque e na região das Serras do Itaberaba e da Pedra Branca, NE da cidade de São Paulo, SP. 1993. 2v. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

JULIANI, C.; SCHORSCHER, H.D.; BELJAVSKIS, P.; GARDA, G.M. - Lito-estratigrafia e petrografia do Grupo Serra do Itaberaba, NE, da cidade de São Paulo. *In:* CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 38. 1994 Balneário SW Camburiú. Boletim de Resumos Expandidos..., Balneário de Camburiú, SBG, 1994. v.2, p.101-103.

JULIANI, C.; BELJAVSKIS, P. - Revisão da Litoestratigrafia da faixa São Roque/Serra do Itaberaba (SP). Rev. IG. São Paulo, 16 (1/2), p.33-58, 1995.

JULIANI, C.; PEREZ AGUILAR, A.; MARTINS, M. A. B., BELJAVSKIS, P. - Ocorrência e petrografia dos metarriolitos da Formação Nhanguçu-Grupo serra do Itaberaba (SP), 1996. Revista Brasileira de Geociências, 26, 1996. p.113-116.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. - Trace elements in soils plants. 3. ed. Boca Raton, Florida. CRC Press, 413p, 2001.

KEAREY, P.; BROOKS, M.; HILL, I. - Geofisica de exploração. Brooks, M, Hill, I; Tradução Coelho, M. C. M São Paulo. Oficina de Textos, 2009. 438p.

KEAREY, P.; BROOKS, M.; HILL, I. - Geofisica de Exploração. São Paulo: Ed. Oficina de Textos, 2010/13. P.340-348.

KLAASSEN CURTIS D.- Casarett and Doull´s Toxicology: The Basic Science of Poisons. McGraw-Hill, Sixth Edition, p.812-837. 2001.

LAUREANO, A. T. & SHIRAIWA, S. - Ensaios Geofisicos no aterro de Cuiabá – MT. Revista Brasileira de Geofisica (2008), Vol. 26(2): 173-180.2008.

LIBÂNIO, M. - Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas, SP: Editora Átomo. 3ª ed. 2010. 949p.

LOPES, A. S. & GUILHERME, L. R. G. - Interpretação de análise de solo: conceitos e aplicações. ANDA, São Paulo. Ed. atual. 2004. 51p. Boletim Técnico n. 2.

MALAVOLTA, E – Fertilizante e seu impacto ambiental. Macronutrientes e metais pesados: mitos, mistificação e fato. Produtoquímica, São Paulo, 153p.1994.

MANAHAN, S. E. (2013). - Química Ambiental. 9ª ed. – Porto Alegre: Bookman, 2013. 912p.

MARCOVECCHIO, J. E. - Overview on land-based sources and activities affecting the marine, coastal and associated freshwater environment in the Upper Southwest Atlantic Ocean. UNEP nº 170. 2000, 67p.

MATOS, A. T.; COSTA, L. M.; FONTES, M. P. F.; MARTINEZ, M. A. (1999) - Retardation factors and the dispersion - diffusion coefficients of Zn, Cd, Cu and Pb in soils from Viçosa – MG, Brazil, Transaction of the ASAE, American Society of Agricultural Engineers, V.42 (4), p.903 - 910.

McNEIL, J. D. Eletrical conductivity et soils and rocks, Technical note TN-5. GEONICS LIMITED. Mississanga, 1980.

MCBRIDE, M. B. (1994) - Environmental Chemistry of Soils. New York: Oxford Univ. 1994. 406p.

MELO, V. de F.; de ANDRADE, M.; BATISTA, A. H.; FAVARETTO, N. Chumbo e Zinco em águas e sedimentos de área de mineração e metalurgia de metais. *Quim. Nova*, Vol. 35; No. 1, 22-29, 2012.

MOREIRA, C. V.; PIRES, A. G. Clima e Relevo. In: OLIVEIRA, A.M.S.; BRITO, S.N.A. Geologia de Engenharia. São Paulo: ABGE, csp.5, 1998, p 69-85.

MOREIRA, C. A.; BRAGA, A. C. O. - Aplicação de métodos geofísicos no monitoramento de área contaminada sob atenuação natural. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.14, n.2, 257-264, 2009.

MOURA, H. P.; MALAGUITTI FILHO, W. - Métodos de eletrorresistividade e de polarização induzida aplicados na área de disposição de resíduos urbanos: Aterro controlado de Rio Claro-SP. Revista Geociências, São Paulo, v. 22, n. especial, p.129-139, 2003.

NIMER, E. - Climatologia do Brasil. IBGE. Rio de Janeiro, 1989.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metas pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivo com cana-de-açúcar. Sci.agric. vol.58 no.4, p. 807-812, Piracicaba Oct/Dec.2001.

ORELLANA, E. - Prospeccion geoelctrica em corriente continua. Madrid, Ed Paraninfo, Biblioteca Técnica Philips. 1972. 523p.

PEIJNENBURG, W. J. G. M.; JAGER, T. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. Ecotoxicology and Environmental Safety, v.56, p. 63-77, 2003.

PERROTTA, M.M. et al. Mapa Geológico do Estado de São Paulo, escala 1:750.000. São Paulo, CPRM (Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil). 2005.

PIERANGELI, M. A. P; EGUCHI, E. S.; RUPPIN, R. F.; COSTA, R. B. F.; VIEIRA, D. F. - Teores de As, Pb, Cd e Hg e fertilidade de solos da região do Vale do Alto Guaporé, sudoeste do estado de Mato Grosso. ACTA AMAZONICA, vol. 39(1), p.61-70, 2009.

RAMALHO, J. F. G. P. – Metais pesados em solos com diferentes usos agrícolas no Estado do Rio de Janeiro. Seropédica, UFRRJ, 1996. 143p

REIS, E. L. T.; COTRIM, M. E. B.; RODRIGUES, C.; PIRES, M. A. F. - Identificação da influência do descarte de lodo de Estações de Tratamento de Água. Quim. Nova, v.30, nº 4, p865-9872, 2007.

RESENDE, S. B. De; CORRÊA, G. F.; CURI, N.; RESENDE, M. - Pedologia: base para distribuição de ambientes. Viçosa: NEPU, p.13-75, 1995.

REYNOLDS, J. M. - Na introduction to applied and environmental geophysics. 1.ed. Chichester, England. John Wiley & Sons, 1997. 795p.

RICCOMINI, C.; COIMBRA, A. M. - Geologia da Bacia de São Paulo. In*:* mesa redonda sobre aspectos geológicos e geotécnicos da Bacia Sedimentar de São Paulo, São Paulo. Anais. São Paulo, ABNS, 1992. p59.

RICCOMINI, C.; COIMBRA, A. M.; TAKIYA, H. - Tectónica e Sedimentação na Bacia de São Paulo. In*:* ABAS/ABG/SP, Sem. Probl. Geoló. Geotécnicos na Região Metropolitana de São Paulo. Atas, 1992. p.21-45.

RICHTER, C. A. - Tratamento de lodo de estações de tratamento de água. São Paulo: Editora Edgard Blucher, 2001.

RICHTER, C. A. – Água: Métodos e Tecnologia de Tratamento. São Paulo. Editora Edgard Blucher, 2009, 352p.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETO, J. M. DE. – Tratamento de Água. 5ª reimpressão, Edgar Blücher. São Paulo, 2003.

RIDEG, P.; BJÖMBERG, A. J. S. - Geologia da barragem do rio Taiaçupeba. In: VIII Seminário Nacional de Grandes Barragens, 1972. São Paulo - novembro de 1972, v. 1.

ROCHA, A. F. DA. Cádmio, chumbo, mercúrio: a problemática destes metais pesados na saúde Pública? Monografia: Cádmium, lead, Mercury: the Issue of these metals in Public Health?- Porto, 2009.

RODRIGUEZ, S. K. - Geologia Urbana da Região Metropolitana de São Paulo. 1998. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 1998.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. Campinas: Embrapa monitoramento por satélite. Boletim de Pesquisa e Desenvlvimento, 8. 26p, 2010.

ROSS, J. S.; MOROZ, I.C. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo: USP?IPT?FAPESP. Volume 2, escala 1:5000.000, 1997.

SABESP COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO – Norma Técnica SABESP –NTS 233 – Polímeros orgânicos base poliacrilamida para tratamento em ETE's e ETA's – Método de Ensaio. SABESP, Dezembro, 2006.

SÃO PAULO (Estado). Lei n° 898 de 18/12/1975. Disciplina o uso do solo para a proteção dos mananciais, cursos e reservatórios de água e demais recursos hídricos de interesse da Região Metropolitana da Grande São Paulo, e dá providências correlatas.

SÃO PAULO (Estado). Decreto n. 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o regulamento da Lei n. 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o controle da Poluição do Meio Ambiente.

SÃO PAULO (Estado). Lei 9.866, de 28 de novembro de 1997. Dispões sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do Estado de São Paulo e dá outras providências.

SÃO PAULO. Lei Estadual n. 12.300, de 16 de março de 2006. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e define princípios e diretrizes.

SÃO PAULO (Estado). Lei n. 13.577 de 08 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. Diário Oficial do Estado , São Paulo, 9 jul. 2009. Seção Executiva-Caderno 1.

SÃO PAULO (Estado) – Projeto Jurubatuba: restrição e controle de uso de água. Cadernos de do Projeto Estratégico Aquíferos, n° 1. Secretaria do Meio Ambiente/Secretaria de Saneamento e Energia. 2009, 109p.

SÃO PAULO (Estado). Lei 15.247 de 17 de dezembro de 2013, publicado no DOE em 18 de dezembro, altera a Lei n. 898, de 18 de dezembro de 1975, que disciplina o uso do solo para a proteção dos mananciais, cursos e reservatórios de água e demais recursos hídricos de interesse da Região Metropolitana da Grande São Paulo, e dá providências correlatas.

SCALIZE, P. S; Di BERNARDO, L. – Caracterização de água de lavagem dos filtros rápidos de estações de tratamento de água e dos sobrenadantes e sedimentos obtidos após ensaios de clarificação utilizando polímero aniônico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, 20. Anais, Rio de Janeiro, ABES, 1998.

SHEPPARD, M. I.; THIBAULT, D. H. Desorption and extraction of selected heavy metal from soils. Soil Science Society of America Journal. 56: 415-423. 1992.

SHEPARD, F. P. Nomenclature Based of Sand-Clay Ratios. Journal of Sedimentary Petrology, Vol. 24, Nº 3, pp. 151-158.

SILVA JR., A. P. da; ISAAC, R. de L. Adensamento por Gravidade de Lodo de ETA Gerado em Decantador Convencional e Decantador Laminar. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, XXVIII, 2002, Cancún – México. Anais... Cancún: AIDIS, 2002. 1 CD-ROM.

SILVA, D. A.; DE PAULA, R. C. M.; FEITOSA, J. P. A. (2007) – Graft copolymerisation of acrylamide onto cashew gum. Eur. Polym. Journal, 43: 2620-2629.

SILVA, R. W. C.; MALAGUTTI FILHO, W.; MOREIRA, C.A. Emprego do método da eletrorresistividade no estudo da contaminação subterrânea do cemitério municipal de Vila Rezende, Piracicaba –SP. Revista Brasileira de Geofísica, v.27, n.3, p. 257-264, 2009.

SINGH, B. R.; STEINNES, E. - Soil and water contamination by heavy metals. In: LAI, R.; STEWART, B. A. (Eds). Advanses in soil science: soil process and water quality. USA: LEWIS, p.233-237, 1994.

SLATTER, P. T. The rheological characterization of sludges. Water Science and Technology, V.36, n.11, p.9-18, 1997.

SOON, Y. K. & BATES, T. S. – Chemical pools of cádmium, nickel and zinc in polluted solid and some preliminar indentifications of their availablity to plants. Soil Sci. SS v.33: 477-488, 1982.

SOUZA, G. P. M.; Filgueira[II]; R. Rosenthal[II]; J. N. F. - Holanda Caracterização do material compósito diatomáceo natural. Cerâmica, São Paulo, v. 49, n. 309, p. 40 – 43, Jan./Mar. 2003.

STEVENSON, F.J. Humus Chemistry: genesis, composition, reactions. 2. ed. New York: John Wiley, 1994. 496 p.

SUNDEFELD JÚNIOR, G. C. Efeitos do recebimento do lodo da estação de tratamento de água pelo sistema de tratamento de esgoto por lodo ativado me bateladas e areação prolongada do município de Juquitiba – SP. 2007. 107p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2007.

SUGUIO, K. (1973) - Introdução a sedimentologia. São Paulo: Editora Edgar Blücher. 317p.

TAKIYA, H. - Aplicação dos métodos quantitativos especiais a dados geológicos da Bacia Sedimentar de São Paulo. 1991. 109p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.

TAKENO, N. – Atlas of Eh-pH diagrams. Report. Japan, 2005. (Geological Surveu of Japan Open File Report, 419).

TAKIYA, H. - Estudo da sedimentação Neogênico - Quaternário no município de São Paulo: Caracterização dos depósitos e suas implicações na geologia urbana. 1997. 157p. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

TALLINI JÚNIOR, V. M. – Desenvolvimento de novos materiais cerâmicos a partir de lodo de estações de tratamento de água, micro esferas de vidro de jateamento, sais de neutralização de ácidos de baterias e areia de fundição. 2009. 83p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Paraná, Curitiba, 2009.

TARTARI, R.; DÍAZ-MORA, N.; MÓDENES, A. N.; PIANARO, S. A. – Lodo gerado na estação de tratamento de água Tamanduá, Foz do Iguaçu, PR, como aditivo em argilas para cerâmica vermelha. Parte I: Caracterização do lodo e de argilas do terceiro planalto paranaense. Cerâmica, 57, p.288-293, 2011.

TELLES, D. D'A. (Org.). - Ciclo Ambiental da Água: da chuva à gestão. 1ª ed. São Paulo: Blucher, 2013. 501p.

TOMIJENOVIC, L. – Aluminum and Alzheimer´s Disease: After a Century of Controversy, is there a Plausible. J. Alzheimers Disease, 23(4), pp.567-598, 2011.

TREMARIN, P. I.; LUDWIG, T. V.; TORGAN, L. C. (2013) - Morphological variation and distribution of the freshwater diatom *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen in Brazilian continental environments. IHERINGIA, Sér. Bot., Porto Alegre, v. 68, n. 1, p. 139-157.

TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. Y. - Aproveitamento e disposição final de lodos de estação de tratamento de águas de Estado de São Paulo. *In*: 21° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais: ABES. Paraíba, João Pessoa, 2001.

VINHAL-FREITAS, I. C.; MALDONADO, A. C. D.; ALVARENGA, C. B.; CAMARGO, R.; WENDLING, B. Adsorção e dessorção de metais no solo e coeficientes de isotermas de Freundlich e Langmuir. Agropecuária Técnica, v.31, n. 2, 2010.

WAITE, T.D. Overview of electron beam irradiation. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ENVIRONMENTAL APPLICATIONS OF ADVANCED OXIDATION TECHNOLOGIES, 2, 1996, Florida. Anais Florida: University of Miami, 1996.

WIETHÖLTER, S. Revisão das recomendações de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Apresentação na IV Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, UFRGS, 14-16 de outubro de 2002.

ZONGE, K.; WYNN, J.; URQUHARTS, S. Resistivity, Induced Polarization and Complex Resistivity. In: BUTLER, D. K. (ed). Near Surface Geophysics: SEG, Investigations In Geopgysics, n13,p 265-300, 2005.

DOAÇÃO Pós-grad.
IGc/USP
Data: 03/05/16