



AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ABORDAGEM SISTÊMICA DO SISTEMA DE TRATAMENTO
DE ÁGUA DE REGISTRO, SÃO PAULO, COM ÊNFASE NA
AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO DESCARTE DOS RESÍDUOS
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO RIBEIRA DE IGUAPE**

EDSON LUÍS TOCAIA DOS REIS

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do Grau de Doutor em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear - Materiais.

Orientador:
Dr. Cláudio Rodrigues

Co-orientadora:
Dra. Maria Aparecida F. Pires

**São Paulo
2006**



INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

Autarquia Associada à Universidade de São Paulo

Abordagem Sistêmica do Sistema de Tratamento de Água de Registro, São Paulo, com Ênfase na Avaliação do Impacto do Descarte dos Resíduos na Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape.

Edson Luís Tocaia dos Reis



Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do Grau de Doutor em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais.

Orientador: Dr. Cláudio Rodrigues

Co-orientadora: Dra. Maria Aparecida F. Pires

SÃO PAULO

2006

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Cláudio Rodrigues e a Dra. Maria Aparecida Faustino Pires, pela orientação prestada além da oportunidade e confiança em desenvolver um projeto tão importante.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP, por meio dos auxílios financeiros nos processos 00/02024-4 e 03/06419-1: “Gerenciamento de Lodos de ETAs. Influência do Lançamento do Lodo de ETA no Processo de Tratamento de Esgotos por Lagoas de Estabilização em Cidades de Pequeno Porte”, e a CAPES e ao CNPq, pelas bolsas concedidas ao longo do período de estudo.

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN – CNEN/SP, pela oportunidade na realização do trabalho.

Ao Osvaldo Beltrame Filho, Gerente da Divisão de Controle Sanitário da Unidade de Negócios do Vale do Ribeira, da Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo (SABESP), pelo apoio irrestrito à execução de todo o projeto, bem como a todos os funcionários da ETA de Registro, que diretamente ou não, contribuíram para o trabalho, especialmente aos biólogos Guilherme da Silva, Ivon Villanova, Júlio César de Moraes e Diomedes (Belo) pelo envolvimento no projeto e informações técnicas prestadas.

Às pesquisadoras do CQMA Dra. Marlene Flues e Dra. Nilce Ortiz, pela amizade e incentivo nas discussões e informações técnicas tão importantes nas análises de lodo e sedimentos.

Aos pesquisadores Msc. Marycel Cotrim, responsável pelo Laboratório de Análises Químicas e Ambientais e vice - coordenadora do projeto FAPESP e Dr. Hélio Furusawa pelo apoio técnico e informações necessárias aos ensaios no ICP-OES.

Às pesquisadoras Dra. Silvana Audrá Cutolo e Dra. Solange Martone Rocha, da Faculdade de Saúde Pública, Departamento de Saúde Ambiental, Universidade de São Paulo, pelos ensaios e esclarecimentos relativos às análises de organismos bentônicos nas amostras de sedimento.

Aos alunos de iniciação científica André de Souza, Paula Amalfi e Rose Zancanella pela excepcional ajuda ao trabalho “bandeirante” nas coletas das amostras, além da execução eficiente das análises de lodo, água e sedimento.

Aos alunos de pós-graduação do CQMA Ajibola Badiru e Maria Nogueira Marques pelo companheirismo e interesse mútuo demonstrado na execução de projetos ambientais em uma área tão especial quanto o Vale do rio Ribeira de Iguape.

A todos os funcionários do CQMA, especialmente a Cida, Cleide, Cristina, Denise, Iara, Elias, Marta, Josefa e Neuza pelo apoio e carinho.

Aos professores Elide Mastena e André Paz por me abrirem as portas do mundo, graças aos seus ensinamentos de inglês e espanhol.

Aos amigos Edson Marson, Fátima Vieira, Silvana Mejias e Suzi Satiko por estarem presentes em todas as horas e me ajudarem a trilhar meu caminho cada vez melhor.

A toda minha família pela contribuição à minha formação.

Ao meu tio Milton Reis, por sua ajuda inicial em um momento decisivo em minha vida.

**“Nada é mais poderoso do que
uma idéia que chegou no tempo certo”**

[Victor Hugo]

ABORDAGEM SISTÊMICA DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE REGISTRO, SÃO PAULO, COM ÊNFASE NA AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO DESCARTE DOS RESÍDUOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO RIBEIRA DE IGUAPE.

EDSON LUÍS TOCAIA DOS REIS

RESUMO

A crescente preocupação dos órgãos de vigilância ambiental e sanitária sobre a segurança e a qualidade dos recursos hídricos tem orientado o desenvolvimento de diversas pesquisas voltadas para uma revisão do padrão tecnológico atual, quanto à gestão de resíduos gerados em estações de tratamento de água. Neste trabalho, foram avaliadas as principais características dos resíduos gerados em um sistema de tratamento de água de ciclo completo na cidade de Registro (SP) e sua correlação com a qualidade do meio hídrico, pelo estudo dos efeitos físico-químicos de seu descarte na qualidade da água e do sedimento da Bacia Hidrográfica do rio Ribeira de Iguape. Um programa de monitoramento da microbacia foi estabelecido, verificando-se o atendimento dos elementos analisados às exigências de legislações federais, como a Resolução CONAMA 357/2005 e a Portaria 518. Foram constatadas alterações na qualidade da água superficial do corpo d'água receptor em períodos de até 4 horas, após o despejo, e para uma distância de até 50 m a jusante do descarte do lodo da ETA. A análise descritiva mostrou ser predominante a concentração de alguns metais durante o descarte, como o manganês. A análise dos organismos bentônicos apresentou uma indicação de que os grupos observados não foram diretamente afetados pelo despejo do lodo da ETA. O presente trabalho não detectou indícios de que a contaminação constatada no local de despejo atingisse o rio Ribeira de Iguape, porém, a presença de alumínio em amostras de sedimento próximo ao local de descarte mostrou que o descarte sistemático do lodo pode comprometer em longo prazo a qualidade da água do corpo d'água receptor.

SISTEMIC APPROACH OF WATER TREATMENT PLANT OF REGISTRO, SÃO PAULO, FOCUSING THE EVALUATION OF THE IMPACT OF THE DISCHARGE OF SOLID RESIDUES IN RIBEIRA DE IGUAPE RIVER BASIN

EDSON LUÍS TOCAIA DOS REIS

ABSTRACT

The growing concern of environmental and sanitary surveillance about the safety and the quality in the hydric resources, guides the development of many researches to a revision of the current technological pattern, related to the administration of residues generated in the water treatment plants. This work evaluated main characteristics of the residues generated in water treatment plant with complete cycle in the Registro town (SP) and the correlation with quality of the environment, by studying physical-chemical effects of its discharge in the quality of water and sediment of Ribeira de Iguape River Basin. A monitoring program was established, verifying the attendance of the elements analyzed to the demands of federal legislations, such as Resolução CONAMA 357/2005 and Portaria 518. Some alterations were verified in the quality of superficial water of the receiving watercourse, in periods up to 4 hours after the discharge and for a distance of 50 m to the place of the discard of sludge. The descriptive analysis showed to be predominant the concentration of some metals during the discharge, as manganese. The analysis of the benthonic organisms pointed out that the groups observed as typical of the area were not directly affected by sludge discharge. The present study did not detect indications that the contamination verified reached Ribeira de Iguape River. However, the systematic discharging of the sludge may commit at long date the water quality of the receiving watercourse.

SUMÁRIO

Página

RESUMO	i
ABSTRACT	ii
LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE FIGURAS	xii
LISTA DE ABREVIATURAS	xvii
1 INTRODUÇÃO	01
2 OBJETIVOS	08
2.1 Objetivo geral.....	08
2.2 Objetivos específicos.....	08
3 CONSIDERAÇÕES GERAIS	09
3.1 Revisão bibliográfica.....	09
3.2 Estação de tratamento de água.....	22
3.3 Características do lodo de ETA.....	23
3.4 Índices de qualidade da água.....	24
3.4.1 Cálculo do índice IPMCA.....	26
3.4.2 Cálculo do IET.....	29
3.5 Avaliação do impacto ambiental.....	30
3.5.1 Avaliação das amostras de águas superficiais e sedimentos.....	33
4 ÁREA DE ESTUDO	36
4.1 A bacia do rio Ribeira de Iguape.....	36
4.2 Condições ambientais.....	43
5 PARTE EXPERIMENTAL	48
5.1 Materiais e métodos.....	48

5.1.2 Reagentes e soluções	48
5.1.3 Determinação de metais e elementos traço por ICP-OES	49
5.1.4 Validação da metodologia.....	52
5.2 Reconhecimento da área	53
5.2.1 Análise das condições climáticas	53
5.2.2 Caracterização do sistema de tratamento de água.....	53
5.3 Caracterização das variáveis físico-químicas	55
5.3.1 Caracterização do lodo da ETA	55
5.3.2 Caracterização físico-química da água no sistema de tratamento e no processo de descarte do lodo	58
5.3.3 Caracterização da qualidade da água e do sedimento.....	59
5.3.4 Cálculo da vazão dos cursos d'água receptores do lodo da ETA.....	64
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
6.1 Caracterização da ETA de Registro (SABESP/SP).....	68
6.2 Processos de tratamento	71
6.2.1 Desinfecção	71
6.2.2 Coagulação.....	72
6.2.3 Floculação	73
6.2.4 Decantação.....	74
6.2.5 Filtração	77
6.2.6 Correção do pH.....	78
6.2.7 Fluoretação.....	79
6.2.8 Produtos químicos auxiliares.....	79
6.2.9 Reservação e distribuição.....	80
6.2.10 Análise dos insumos da ETA.....	80
6.3 Qualidade da água bruta e monitoramento das condições climáticas	83
6.4 Caracterização química do lodo da ETA.....	88
6.4.1 Caracterização física e geomorfológica das amostras de lodo.....	89
6.4.2 Avaliação mineralógica.....	91
6.4.3 Caracterização dos metais lixiviáveis no lodo	93

6.5 Avaliação físico-química da água no sistema de tratamento e no descarte do lodo	99
6.6 Tratamento matemático e estatístico dos dados utilizando gráficos ternários	105
6.7 Avaliação do impacto do despejo da ETA no curso d'água	107
6.8 Análise das amostras de águas superficiais	113
6.9 Cálculos dos índices de qualidade de água.....	126
6.10 Análise de sedimentos.....	128
6.10.1 Avaliação estatística dos resultados de sedimentos por análise de correlação	134
6.11 Análise da comunidade bentônica.....	136
6.12 Considerações sobre tratamento e disposição de lodo de ETA em cidades de pequeno e médio porte	139
7 CONCLUSÕES	141
APENDICE A.....	145
APENDICE B.....	146
APENDICE C.....	147
APENDICE D.....	148
APENDICE E	149
APENDICE F	150
APENDICE G.....	151
APENDICE H.....	152
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	153

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Municípios, total e com serviço de abastecimento de água, segundo as Grandes Regiões – 1989-2000.....	10
TABELA 2 - Número de distritos brasileiros abastecidos com sistemas de tratamento de água, por tipo de tratamento – 2000.	11
TABELA 3 - Número de distritos brasileiros cuja água tratada passa por processo de coagulação química, e por destino do lodo gerado – 2000.	11
TABELA 4 - Métodos de disposição final de lodo de ETA, em diferentes países.	14
TABELA 5 - Vantagens e desvantagens de algumas alternativas para tratamento e disposição do lodo de ETA.....	16
TABELA 6 - Regulamentos no âmbito federal e estadual que regem sobre a importância do gerenciamento da quantidade e da qualidade dos recursos hídricos.	18
TABELA 7 - Classificações de qualidade das águas – IVA	26
TABELA 8 - Parâmetros do IPMCA, conforme níveis de qualidade.	27
TABELA 9 - Classificação do valor do IPMCA para avaliação da qualidade da água.....	28
TABELA 10 - Classificação do Índice do Estado Trófico (IET), segundo Índice de Carlson modificado	30
TABELA 11 - Características dos principais parâmetros analisados.	32

TABELA 12 - Influência de mudanças químicas em metais potencialmente disponíveis.	34
TABELA 13 - Unidades de conservação do Vale do Ribeira e litoral sul do estado de São Paulo: municípios abrangidos, instrumento legal de criação e área em ha.....	39
TABELA 14 - Produção estimada de lodo das ETAs no Vale do Ribeira.	42
TABELA 15 - Resenha das condições ambientais da cidade de Registro, no período de Nov./2003 até Fev./2005.	44
TABELA 16 - Condições de operação do sistema (ICP-OES).	50
TABELA 17 – Linhas de emissão, intervalos de linearidade e limites de quantificação dos elementos analisados para a determinação por ICP-OES das amostras de águas superficiais e sedimentos de coletas dos cursos d’água receptores do lodo da ETA.	51
TABELA 18 - Reprodutibilidade, precisão e desvio padrão relativo para a análise do material de referência SRM-1643c, por ICP-OES.	52
TABELA 19 - Caracterização da Área de Estudo: ETA, ETE, captações, corpo receptor e observações relevantes.	54
TABELA 20 - Teores certificados e determinados por Espectrometria de Fluorescência de Raios X por dispersão de comprimento de onda para o material de referência CRM-2704 – Buffalo River Sediment (NIST).	57
TABELA 21 - Identificação dos pontos de coleta.	58
TABELA 22 - Parâmetros para a avaliação das amostras de efluentes da ETA.....	59

TABELA 23 - Principais parâmetros para qualidade de águas.	60
TABELA 24 - Caracterização e localização dos pontos de coleta (água superficial e sedimento de fundo.	62
TABELA 25 - Parâmetros para a avaliação das amostras de água superficial	64
TABELA 26 - Vazões do rio Ribeira de Iguape no município de Registro (1960-2000)	67
TABELA 27 - Caracterização e localização dos sistemas produtores do município de Registro, no Vale do Ribeira.....	68
TABELA 28 - Características dos floculadores da ETA de Registro.	73
TABELA 29 - Principais características dos decantadores da ETA de Registro	75
TABELA 30 - Características dos filtros da ETA de Registro.	77
TABELA 31 - Principais características do meio filtrante.....	78
TABELA 32 - Produtos químicos utilizados.	79
TABELA 33 – Normas NBR relativas aos materiais de tratamento utilizados na ETA.	81
TABELA 34 – Parâmetros para controle de sulfato de alumínio líquido.	82
TABELA 35 - Consumo dos insumos pela ETA de Registro.....	82
TABELA 36 – Composição química do sulfato de alumínio adicionado como coagulante (em mg.L ⁻¹), nos meses de dezembro de 2003 e janeiro e abril de 2004.	83

TABELA 37 - Qualidade da água bruta do rio Ribeira de Iguape (na área de captação da ETA de Registro) e da água tratada, para abastecimento.	84
TABELA 38 - Teor de metais na água bruta do rio Ribeira de Iguape (na área de captação da ETA de Registro).	84
TABELA 39 - Condições climáticas da cidade de Registro no período de 01/11/2003 a 31/12/2004 e quantidades de sulfato de alumínio adicionado como coagulante.	86
TABELA 40 - Estimativa da quantidade de lodo gerado pela ETA de Registro, no período de Nov./2003 e Ago/2004, a partir da média mensal de alguns parâmetros.	87
TABELA 41 - Impactos típicos do tipo de manancial sobre a produção de resíduos.....	88
TABELA 42 - Resultados obtidos a partir dos principais parâmetros físico-químicos avaliados nas amostras de lodo.	89
TABELA 43 - Caracterização semi-quantitativa por FRX, de amostras de lodo proveniente de diferentes ETAS pertencentes à Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape.....	90
TABELA 44 - Concentrações médias dos analitos (mg.kg^{-1}) em diferentes frações de digestão, em amostras de lodo seco, por período de coleta.	94
TABELA 45 – Intervalo de concentração e concentrações médias dos analitos (mg.kg^{-1}) em diferentes frações de 3 amostras de lodo seco.	96
TABELA 46 - Distribuição das frações parciais e lixiviáveis em relação à concentração total de cada elemento analisado, para cada mês de coleta.	97

TABELA 47 - Distribuição entre elementos-traços analisados em diferentes frações.	98
TABELA 48 - Variação da concentração (mg.L^{-1}) dos metais dissolvidos ao longo do processo de tratamento, entre os meses de junho e julho de 2004.....	100
TABELA 49 - Caracterização do corpo receptor quanto à série de sólidos, pH e turbidez, durante o período até 6h após o início do descarte do lodo.	108
TABELA 50 - Caracterização do corpo receptor quanto a metais e elementos-traço durante o processo de descarte de lodo pela ETA.....	110
TABELA 51 – Concentrações de metais em níveis de traços na fração solúvel de amostras de águas superficiais nos pontos de coleta, obtidos em cada mês do período do monitoramento, em um dia após o descarte.....	116
TABELA 52 – Concentrações (mg.L^{-1}) de metais em níveis de traços na fração solúvel de amostras de águas superficiais nos pontos de coleta.....	118
TABELA 53 - Parâmetros considerados no período de chuvas (Dez/03 – Fev/04).	126
TABELA 54 - Parâmetros considerados no período de estiagem (Jun/04 – Ago/04).	126
TABELA 55 - Valores de IET (P), para os períodos de chuvas e estiagem.....	127
TABELA 56 - Classificação do estado trófico	127
TABELA 57 - Concentrações (em mg.kg^{-1}) e níveis de efeitos (PEL/TEL) dos metais encontrados nas amostras de sedimentos do fundo dos rios Sem Nome, Ribeirão de Registro e Ribeira de Iguape, coletados no período de chuvas.....	129

TABELA 58 - Concentrações (em mg.kg^{-1}) e níveis de efeitos (PEL/TEL) dos metais encontrados nas amostras de sedimentos do fundo dos rios Sem Nome, Ribeirão de Registro e Ribeira de Iguape, coletados no período de estiagem.	130
TABELA 59 - Coeficientes de correlação para os pontos de coletas, considerando os elementos analisados nas amostras de sedimento no período de chuvas	135
TABELA 60 – Coeficientes de correlação para os pontos de coletas, considerando os elementos analisados nas amostras de sedimento no período de estiagem	135
TABELA 61 – Composição da comunidade bentônica nas estações de amostragem, em amostras de sedimentos.	136
TABELA 62 - Processos alternativos para o gerenciamento de lodo de ETAs.	138

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Despejo de lodo de ETA de Registro em um curso d'água.	12
FIGURA 2 - Classificação das 22 unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI) do estado de São Paulo.	21
FIGURA 3 - Localização da cidade de Registro.....	21
FIGURA 4 - Esquema de sistema de estação de tratamento de água.	23
FIGURA 5 - Localização da bacia hidrográfica do Ribeira de Iguape.....	37
FIGURAS 6 a 9 - Representação fotográfica do período de cheia do rio Ribeira de Iguape, observado na região urbana (FIG.6 e 7) e rural (FIG.8 e 9). Ao fundo, na FIG.9, observa-se a estação de captação de água de ETA de Registro, às margens do rio Ribeira de Iguape..	45
FIGURAS 10 a 13 - Variação observada no ano de 2003 nos mesmos locais no Ribeirão de Registro (FIG.10 e 11) e no rio Sem Nome (FIG.12 e 13), na cidade de Registro, nos períodos de estiagem e chuvas, respectivamente.	46
FIGURAS 14 e 15 - Coleta de amostras de lodo de ETA no tanque de decantação, seguido de homogeneização para amostra representativa.	56
FIGURA 16 - Localização dos pontos de coleta – Bacia Hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, Rio Sem Nome, Registro, SP.	61
FIGURA 17 – Seção do rio Sem Nome próximo à ETA de Registro.....	65
FIGURA 18 – Representação fotográfica da ETA de Registro (SABESP).	69

FIGURA 19 – Estação de captação de água no rio do Ribeira de Iguape (SABESP).....	69
FIGURA 20 – Captação de água no rio do Ribeira de Iguape (SABESP).....	70
FIGURA 21 - Entrada de água na ETA de Registro, proveniente da estação de captação..	71
FIGURA 22 - Monitores e dosadores automáticos para a adição de floclantes e coagulantes pela ETA de Registro..	73
FIGURA 23 – Tanques de floculação e coagulação, ETA de Registro.	74
FIGURA 24 – Decantador da ETA de Registro, com o lodo depositado.	75
FIGURA 25 - Representação esquemática de um decantador de uma ETA.	76
FIGURA 26 – Tanque de decantação com saída de água para a fase de filtração.....	76
FIGURA 27 – Liberação do lodo retido no decantador.....	77
FIGURA 28 - Saída dos tanques de filtração para cloração e abastecimento.....	80
FIGURA 29 – Perfil das condições ambientais temperatura média (°C) e índice pluviométrico (mm) com relação à turbidez da água bruta e volume de água tratada da ETA de Registro (m ³), no período de março de 2003 a janeiro de 2004.....	85
FIGURAS 30 e 31 - Difratograma de duas amostras de lodo de ETA coletadas em periodos de chuvas e estiagem (fevereiro e agosto de 2004, respectivamente).	92
FIGURAS 32 e 33: Fotomicrografia eletrônica de varredura, mostrando detalhes morfológicos (SEM - 10.000x) das partículas de lodo de ETA.	92

- FIGURA 34 – Perfil do processo de tratamento de água e descarte, a partir da análise de Na, Mg, K, Ca, Fe, Ba, Al e Mn presentes no lodo da ETA de Registro..... 101
- FIGURA 35 – Perfil do pH no processo de descarte do lodo do decantador e do filtro. .. 102
- FIGURA 36 – Variação das medidas de turbidez do despejo da ETA, período junho e julho de 2004. 103
- FIGURA 37 – Córrego da ETA, no período de estiagem. (Agosto/2004). 104
- FIGURA 38 - Gráficos ternários correlacionando os elementos Ca, Mg e Mn presentes na fração solúvel do despejo, nas primeiras 10 horas de descarte (D1 a D10) – Junho/2004. 106
- FIGURA 39 - Gráfico ternário correlacionando os elementos Ca, Mg e Mn presentes na fração solúvel do despejo, nas primeiras 10 horas de descarte – Julho/2004. 106
- FIGURA 40 - Gráfico ternário correlacionando os elementos Ca, Mg e Mn no rio Ribeira de Iguape (composição média no período de estudo), no ponto de captação da ETA, no período de Dezembro/2003 a Agosto/2004, para um total de nove amostras. 107
- FIGURA 41 – Avaliação do teor de sólidos totais no córrego receptor até seis horas (D1 a D6) do início do descarte da ETA..... 109
- FIGURA 42 – Sequência de gráficos resultantes da avaliação da propagação do despejo da ETA no curso d'água receptor, em função da análise de elementos majoritários encontrados..... 111
- FIGURA 43 – Avaliação da propagação do despejo da ETA no curso d'água receptor, em razão da análise dos elementos majoritários encontrados..... 112

FIGURA 44 – Avaliação da propagação do despejo da ETA no curso d'água receptor, em função da análise de manganês.....	112
FIGURA 45 – Elementos majoritários em águas superficiais.....	114
FIGURA 46 – Determinação de Fe solúvel em águas superficiais.....	115
FIGURA 47 – Concentrações de elementos traços em amostras de águas superficiais.	117
FIGURA 48 – Teor de alumínio em águas superficiais, em 1 dia após descarte do lodo...119	
FIGURA 49 – Porcentagem de resultados não conformes com a Classe 2.	120
FIGURA 50 – Box plots dos parâmetros medidos em 1 dia após descarte do lodo.....	122
FIGURA 51 - Box plots do teor de sólidos (totais, fixos e voláteis) medidos em 1 dia após descarte do lodo.	123
FIGURA 52 - Dendogramas representando a correlação entre pontos de coleta, por período de amostragem, a partir dos parâmetros utilizados na avaliação: oxigênio dissolvido, turbidez, alcalinidade, dureza, sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis. 124	
FIGURA 53 - Dendogramas representando a correlação entre pontos de coleta, por período de amostragem, a partir dos parâmetros utilizados na avaliação: oxigênio dissolvido, turbidez, alcalinidade, dureza, sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis. 125	
FIGURA 54 – Distribuição de alumínio nos pontos de coleta a montante (P1) e jusante (P2) do descarte do lodo da ETA.	131

FIGURA 55 - Concentração de alumínio lixiviado em amostras de sedimento, conforme o índice pluviométrico e período de coleta 132

FIGURA 56 – Correlação do teor de alumínio encontrado nas amostras de sedimento com a quantidade de coagulante adicionado pela ETA. 133

FIGURA 57 – Dendograma de discordância dos organismos bentônicos presentes no sedimento de fundo nos pontos de coleta P1 a P6 138

FIGURA 58 – Processos alternativos para o gerenciamento de lodo de ETAs..... 139

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas.

AAB: Adutora de Água Bruta.

AAS: *Atomic Absorption Spectrometric* – Espectrometria de absorção atômica.

CCME: *Canadian Council of Ministers of the Environment*.

CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo.

CIAGRO: Centro Integrado de Informação Agrometeorológica.

CNEN: Comissão Nacional de Energia Nuclear.

CQMA: Centro de Química e Meio Ambiente.

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente.

DAEE: Departamento de Água e Energia Elétrica.

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio.

DQO: Demanda Química de Oxigênio.

DRX: Difração de Raios X.

EEAB: Estação Elevatória de Água Bruta.

EEAT: Estação Elevatória de Água Tratada.

ETA: Estação de Tratamento de Água.

ETE: Estação de Tratamento de Esgotos.

EPA: *Environmental Protection Agency* – Agência de Proteção Ambiental.

FAPESP: Fundação para o Amparo da Pesquisa no Estado de São Paulo.

FRX : Fluorescência de Raios X.

GPS: *Global Positioning System* – Sistema de Posição Global.

IAP: Índice de Abastecimento Público.

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

ICP-OES: *Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometric* – Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma de Argônio.

IET: Índice do Estado Trófico.

IPEN: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.

IPMCA: Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática.

IVA: Índice da Vida Aquática.

JCPDS: *Joint Commitee of Powder Diffraction Standards.*

MEV: Microscopia Eletrônica de Varredura.

NBR: Normas Brasileiras (ABNT).

NIST: *National Institute of Standards & Technology* – Instituto Nacional de Padrões & Tecnologia (E.U.A).

OPAS: Organização Pan-Americana de Saúde.

PEL: *Probable Effect Level* – de acordo com CCME, descreve concentrações acima das quais são esperados efeitos adversos severos sobre organismos aquáticos.

PLANASA: Plano Nacional de Saneamento.

PNSB: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.

PROSAB: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.

RMSP: Região Metropolitana de São Paulo.

RPM: Rotação por minuto.

SABESP: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo.

SRM: *Standard Reference Material* – Material de Referência Padrão.

TEL: *Threshold Effect Level* - de acordo com CCME, representa a concentração abaixo da qual não são esperados efeitos adversos sobre organismos aquáticos.

UGRHI: Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com os recursos hídricos e sua importância para a qualidade de vida tem crescido em todo o mundo. Apesar de possuírem na natureza um ciclo equilibrado de renovação e sustentação, sem qualquer intervenção humana, as perspectivas atuais de uso e qualidade dos recursos hídricos para um futuro próximo são preocupantes, especialmente em razão da falta de equilíbrio entre a necessidade de consumo e a compreensão dos fenômenos naturais. Há cerca de 2.000 anos, a população mundial correspondia a 3% da população atual, enquanto o volume de água permanece o mesmo. A partir de 1950, o consumo de água triplicou em todo o mundo e o consumo de água por habitante aumentou em 50% (CETESB, 2005). Muitos países têm enfrentado desafios em relação aos recursos d'água disponíveis, cujo problema também se relaciona com a perda da biodiversidade e desmatamento das florestas.

Historicamente, o homem tem se aproveitado dos recursos naturais que o nosso planeta oferece, levado pela necessidade natural da evolução de seu conhecimento. Por se tratar de ambiente propício para o estabelecimento de cidades em todo o seu entorno, é nas bacias hidrográficas onde ocorrem os maiores impactos ambientais decorrentes das mais diversas atividades humanas. Os rejeitos produzidos pela população e pelas atividades comerciais e industriais desenvolvidas terminam interagindo com os recursos aquáticos, contaminando de forma rápida e fácil os recursos hídricos disponíveis e comprometendo a qualidade da água. Em decorrência do crescimento intenso da população mundial, a necessidade de fontes de água que atendam o suprimento para abastecimento da população, irrigação e geração de energia elétrica tem aumentado drasticamente. A evolução tecnológica verificada ao longo dos tempos vem acompanhando o aumento da população e sua demanda por variedades e facilidades de processos e produtos, refletindo diretamente no meio ambiente e provocando crescente escassez e conseqüente degradação dos recursos naturais. Em situações como estas, cabe sempre em primeiro lugar a identificação imediata dos problemas e das prioridades sociais, econômicas e ambientais, de forma a se decidir melhor quais ações deverão ser tomadas, garantindo-se um desenvolvimento econômico que evolua favoravelmente à manutenção das condições do meio ambiente (FGV, 2000).

Após séculos de uma relação de máximo usufruto e de pouca atenção com a deterioração dos recursos ambientais, percebeu-se que a garantia de que os mananciais atualmente disponíveis forneçam água limpa e segura para as futuras gerações é fator da maior relevância para todos. O gerenciamento adequado dos recursos hídricos é cada vez mais condição essencial para um crescimento estruturado, visando até a minimização da pobreza. A ocupação de áreas degradadas por populações menos favorecidas é uma realidade, cuja melhoria na qualidade de vida está necessariamente associada à recuperação destas áreas. Desse modo, os recursos hídricos devem ser manipulados de forma sustentável e tratados (de acordo com sua própria definição) como mercadoria de valor econômico agregado, propiciando a captação de investimentos de forma mais oportuna para os mais diferentes projetos de infra-estrutura, em virtude de seu impacto benéfico nos âmbitos social e ambiental.

Um maior número de projetos para gerenciamento dos recursos hídricos pode oferecer bases para um desenvolvimento regional integrado, com benefícios diretos para a diminuição da pobreza. Na Índia, por exemplo, apenas 26% das pessoas que vivem em distritos beneficiados por projetos dessa natureza são pobres, em contraste com 69% daquelas que vivem em distritos carentes desses projetos (World Bank, 2004). Portanto, projetos de infra-estrutura de recursos hídricos também devem ser vistos como projetos de inclusão social. Por outro lado, o uso estratégico e mais racional dos recursos hídricos pode também representar uma economia nos investimentos realizados em situações circunstancialmente emergenciais e sob condições eminentes de riscos sanitários para a população, como nos casos de poluição de bacias hidrográficas próximas de grandes centros urbanos.

O Brasil possui grandes extensões de matas naturais, além da maior reserva de água doce disponível no mundo (8% do total), com uma responsabilidade redobrada na gestão desses recursos, promovendo ações de desenvolvimento sustentável que notoriamente envolvam e garantam as diferentes dimensões de nossa sociedade, sejam de aspectos ecológicos, sociais, culturais, econômicos, políticos e institucionais. Do total de reservas de água doce em nosso país, cerca de 80% encontram-se na Amazônia. Os 20% restantes distribuem-se nas demais regiões do país, onde está a maioria da população brasileira (CETESB, 2004).

Apesar da existência de normas legais como o Código Florestal (Lei 4.771, de 15-09-1965), a Lei de Parcelamento do Solo Urbano (Lei 6.766, de 19-12-1979) e dos artigos da Lei 6.766, que restringem a ocupação de encostas e de margens de rios, as regiões Sul e Sudeste, onde vivem 60% da população do país, passaram a enfrentar uma crescente ameaça de escassez de água. O processo de crescimento econômico do Brasil iniciado a partir da década de 50 propiciou um desenvolvimento mais rápido das cidades do que o campo, incentivando um fluxo migratório, especialmente para a região sudeste. Se naquele período, cerca de 70% da população ainda vivia no campo, ao fim da década de 80 a situação se inverteu, com 70% da população vivendo nas cidades. Tal crescimento ocorreu de forma desordenada, provocando a deterioração do meio ambiente nas regiões metropolitanas a partir da década de 70, agravado pela ausência do poder público no controle da poluição e de uma legislação ambiental eficiente. O aumento da população demandou a implantação de políticas governamentais para o setor de saneamento básico, propiciando uma infra-estrutura necessária para a melhoria de vida da população, como estações de tratamento de água (ETAs) e esgotos (ETEs), represas, comportas de navegação, etc.

A indústria da água de abastecimento, quando utiliza o tratamento completo ou convencional (coagulação, floculação, decantação e filtração), transforma a água inadequada para consumo humano em um produto que esteja de acordo com o padrão de potabilidade (Portaria 518/04 MS), utilizando para isso, processos e operações como a introdução de produtos químicos, gerando resíduos. Estes têm origem nos decantadores, na lavagem dos filtros e na lavagem dos tanques de preparação de soluções e suspensões de produtos químicos. De acordo com o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB, 1999), pouco tem sido realizado no Brasil sobre o assunto, e vários questionamentos têm sido feitos com relação às características, produção e impactos ambientais desses resíduos gerados na bacia e quais alternativas possibilitariam o desenvolvimento sustentável do setor com descarte adequado. Existe uma carência de pesquisas e de desenvolvimento tecnológico no setor. Analisando-se a literatura nacional, nota-se que no Brasil existe pouca experiência em relação aos resíduos gerados em decantadores de estações de tratamento de água, principalmente em cidades de pequeno porte. Os principais trabalhos internacionais foram realizados pela Fundação de Pesquisa *American Water Works Association* (Cordeiro, 1993; AWWA, 1995).

As estratégias de descarte adequado envolvem diversas opções e técnicas cujas pertinências são grandemente influenciadas, dentre outros fatores, pelas características dos lodos, da área disponível, da qualidade da bacia superficial de captação de água, do clima local e das condições socioeconômicas, culturais e ambientais da região. Dentre as várias alternativas encontradas na literatura para disposição final do lodo de ETA's podemos citar: disposição em cursos d'água; disposição em aterros sanitários; disposição em aterros exclusivos; gerenciamento conjunto com lodo de tratamento de esgoto e co-disposição com biosólido; aplicação controlada em certos tipo de solo; aplicações industriais diversas (na industria cerâmica, incorporação em materiais da construção civil); regeneração do coagulante, entre outras (Reali, 1998; Murray & Dillon, 1994; Tumeo, 1992; Gonçalves *et al* 1999; Dharmappa, 1997).

Nos últimos cinco anos, a CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, tem intensificado a fiscalização sobre o lançamento de lodos gerados em ETAs em corpos d'água, o que tem exigido das concessionárias de saneamento a busca de alternativas para a solução desse problema. A SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, vem realizando estudos visando a viabilização de alguns destes usos benéficos do lodo gerado em suas ETAs, tais como a incorporação na fabricação de cerâmica vermelha (tijolos, telhas e manilhas) e incorporação na selagem de células de aterro sanitário, obtendo resultados bastante promissores (SABESP, 2005).

De acordo com as informações fornecidas pelas áreas operacionais, são produzidos aproximadamente 160 t/dia de lodo de ETA, com a produção da RMSP estimada em 91,5 t/dia (SABESP, 2003). Por intermédio da Diretoria de Sistemas Regionais (DSR), a SABESP opera 175 ETAs, cuja maioria ainda tem lançado os lodos diretamente nos córregos e rios próximos às estações, sofrendo autuações dos órgãos de controle ambiental e ações por parte do Ministério Público. Desse universo, a SABESP trata o lodo da ETA de Taiaçupeba na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e das ETAs de Cubatão e Franco da Rocha. O lodo da ETA Franca é lançado no coletor tronco e encaminhado à ETE, onde é feito o tratamento para posterior disposição na agricultura (SABESP, 2005).

O tratamento e disposição final desses lodos vêm se tornando uma meta crucial no processo de gerenciamento das ETAs, consumindo uma significativa parcela orçamentária da produção de água para abastecimento público. Por outro lado, também tem sofrido grandes pressões ambientais tanto em sistemas de grande porte, como em sistemas de pequeno porte.

Uma alternativa que se tem mostrado viável, tanto do ponto vista técnico quanto econômico, é o lançamento do lodo em rede coletora de esgoto para posterior tratamento na ETE. Entretanto, essa alternativa só é possível quando o sistema de coleta, transporte e tratamento de esgoto estiver trabalhando com folga operacional para absorver a vazão/carga adicional decorrente do lançamento. Além disso, a rede deverá apresentar declividade suficiente para arrastar os sólidos presentes no lodo. Cabe lembrar que as propostas apresentadas servem apenas como um instrumento na fase de planejamento. Já nas etapas seguintes, deverão ser observadas as particularidades inerentes a cada estação.

Nas cidades de pequeno porte, normalmente os sistemas de tratamento de esgotos implantados são de lagoas de estabilização. Estes sistemas caracterizam-se por utilizar grandes áreas de implantação e possuir um tempo de detenção hidráulico bem longo (em torno de 20 dias). Para estes sistemas de pequeno e médio porte, pode-se adotar como alternativa de tratamento a transferência do lodo de ETA para as lagoas de estabilização. A vantagem deste tipo de solução seria a concentração dos problemas referentes a lodo para uma única localização, o que absorveria os custos operacionais e de investimentos necessários para a realização de retirada, tratamento e disposição final. O gerenciamento dos lodos das ETEs e sua disposição controlada no solo são práticas atualmente bem estabelecidas e estudadas pelo setor de pesquisa e de saneamento (PROSAB, 1999).

O lodo gerado pelas ETAs tem características distintas e bastante variadas, dependendo das condições apresentadas pela água bruta, dosagem e produtos químicos utilizados, além da forma de limpeza dos decantadores. O lodo é também denominado de lodo químico, por ser constituído por materiais inertes (Kawamura, 1991). Os processos de clarificação da água (coagulação/floculação/sedimentação) removem cor e turbidez da água bruta, além da matéria orgânica presente.

A maioria das estações de tratamento de água emprega o sulfato de alumínio como coagulante, ocasionando a identificação do lodo que geram como sendo lodo de alumínio. A sua natureza gelatinosa, sólida em repouso e líquida quando agitada, dificulta a sua secagem, razão pelas quais várias tentativas de solução para o mesmo têm sido experimentadas. Destacam-se, entre elas, aquelas que contemplam unidades de adensamento e condicionamento, de desidratação (tipo leitos de secagem), lagoas de lodo, filtros a vácuo, filtros-prensa, centrífugas, etc. Devemos observar que o alumínio sofre restrições de emissão de acordo com a Legislação Ambiental Brasileira, com limites em águas superficiais de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (CONAMA 357, 2005).

Uma avaliação preliminar da concentração de metais presentes na fase sólida nos lodos de ETAs permitiu perceber que a concentração de metais predomina na fase sólida do lodo e que existe a necessidade de se equacionar o problema quase de forma individualizada. No Brasil, é insuficiente o estudo sobre o impacto e a toxicidade desses resíduos na bacia, além da influência da aplicabilidade dos produtos químicos no entorno da bacia (PROSAB, 1999).

Um dos grandes problemas é a falta de conhecimento sobre as características dos sólidos presentes no lodo, tamanho e distribuição das partículas, resistência específica, impurezas, metais predominantes, estabilidade desses metais na formação final do lodo e toxicidade ao meio aquático. A disposição desses resíduos pode causar alterações consideráveis no corpo d'água receptor e conseqüentemente na bacia hidrográfica. Os fatores químicos, biológicos e físicos que alteram as condições ambientais podem causar enfermidades ecológicas, agindo de maneira a interferir negativamente no meio ambiente, como é o caso do alumínio, além de inferir em problemas quanto à legislação ambiental vigente.

Para o desenvolvimento deste estudo, elegeram-se as estações de tratamento de água localizadas na Bacia do Rio Ribeira de Iguape, na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 11. Sua escolha se deu em virtude da bacia de drenagem apresentar grande disponibilidade de água, diante da pequena demanda, quando comparada a outras.

A área possui um histórico alarmante quanto à contaminação de chumbo, além de ser detentora do mais importante e principal potencial mineral do Estado de São Paulo, com grande variedade de substâncias minerais desde ferrosos, metálicos e preciosos, além de minerais raros como prata, antimônio e terras raras. Todo esse contexto se reflete nas características geoquímicas da água, do sedimento de drenagem, do material em suspensão e conseqüentemente na qualidade dos lodos gerados nas ETAs (Pires *et al.*, 2003, 2002; Nogueira *et al.*, 2003).

Este projeto tem por prioridade ampliar o conhecimento no setor de saneamento com relação ao gerenciamento de lodos de ETAs em cidades de pequeno e médio porte. A abordagem integrada das ações dentro do tema pretende disseminar a informação, promover a capacitação permanente das instituições, padronizar metodologias de análise e realizar uma revisão do padrão tecnológico atual aplicado. Os resultados permitirão obter subsídios técnicos para a avaliação, recuperação e entendimento de ecossistemas aquáticos, de forma a auxiliar na tomada de decisão para o gerenciamento do lodo, favorecendo a atuação da política estadual de recursos hídricos.

No contexto de política estadual de controle da qualidade da água das bacias hidrográficas este projeto também fornece subsídios ao projeto FAPESP 03/01694-1: “Gerenciamento de Lodos de ETAs. Influência do lançamento do lodo de ETA no processo de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização em cidades de pequeno/médio porte”, realizado em parceria com a SABESP e com a Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (Poli/USP).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O principal objetivo deste trabalho foi realizar uma análise sistêmica da ETA de Registro, da SABESP, quanto à caracterização, tratamento e disposição dos resíduos gerados em estações de tratamento de água de ciclo completo com decantadores do tipo convencional e sua correlação com a qualidade do meio hídrico, na bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape.

2.2 Objetivos específicos

1. Caracterizar o sistema de tratamento de água de uma cidade de porte médio (SABESP/Registro/SP), por meio de avaliação física, química e operacional quanto à qualidade da água bruta e nas diversas etapas de tratamento, insumos e do descarte dos resíduos gerados no período de 2003-2004;
2. Avaliar as principais características dos resíduos gerados por uma ETA e os efeitos físico-químicos de seu descarte na qualidade da água e sedimento da Bacia Hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, utilizando como critérios a Portaria 518/04/MS e o CONAMA 357/05, ampliando as informações existentes voltadas para o cenário regional fundamentado no uso múltiplo e na sustentabilidade dos recursos naturais;
3. Avaliar soluções específicas ao problema de descarte dos despejos de uma ETA, de modo a atender aos padrões ambientais estabelecidos e sem causar prejuízos à qualidade ambiental no entorno da ETA e no rio Ribeira de Iguape, intensificando as relações entre a sociedade, instituições de pesquisa e o setor de saneamento, beneficiando a implantação de políticas públicas.

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

3.1 Revisão bibliográfica

As políticas governamentais para o setor de saneamento básico, sobretudo até a década de 1960, foram caracterizadas por medidas esporádicas e localizadas. No entanto, em meados da década de 70, o governo federal criou o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), com o objetivo de criar companhias estaduais de saneamento que operassem serviços de tratamento e fornecimento de água, além da coleta e tratamento de efluentes, eliminando o déficit do abastecimento de água e do esgotamento sanitário (IBGE, 2002).

Ao mesmo tempo, realizou-se em 1974 o primeiro levantamento nacional sobre saneamento básico no Brasil, mediante um convênio celebrado entre o Ministério da Saúde e o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). A partir desta data, novos levantamentos foram realizados, criando-se, no primeiro semestre de 2000, a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000, PNSB, que contou, também, com a colaboração da Organização Pan-americana de Saúde, OPAS, para o planejamento e execução da pesquisa. A PNSB/2000 foi mais abrangente, incorporando novas variáveis aos temas já pesquisados em um levantamento realizado em 1989 (IBGE, 2002).

A reformulação foi feita a partir da experiência adquirida com a PNSB/1989, com a finalidade de atender a maioria das demandas feitas por órgãos e técnicos envolvidos com o tema da pesquisa. A reformulação decorreu também das transformações ocorridas no setor ao longo dos anos, procurando preencher lacunas verificadas na pesquisa anterior (IBGE, 2002). Comparando-se os dados da PNSB de 1989 com os de 2000, pode-se constatar a evolução da cobertura do serviço de abastecimento de água. De acordo com o IBGE (2002), se no ano de 1989 o Brasil tinha seu território dividido em 4.425 municípios, onde 95,9% dos quais contavam com serviço de abastecimento de água por rede geral, em 2000 o número foi aumentado para 5.507 municípios. A rede de abastecimento foi ampliada, com o atendimento por empresas prestadoras deste serviço alcançando uma proporção significativa de 97,9% dos municípios do país (TAB.1).

TABELA 1 – Municípios, total e com serviço de abastecimento de água, segundo as Grandes Regiões – 1989-2000.

Grandes Regiões	Municípios					
	1989			2000		
	Total	Com serviço de abastecimento de água		Total	Com serviço de abastecimento de água	
		Total	Percentual (%)		Total	Percentual (%)
Brasil	4425	4245	95,9	5507	5391	97,9
Norte	298	259	86,9	449	422	94,0
Nordeste	1461	1371	93,8	1787	1722	96,4
Sudeste	1430	1429	99,9	1666	1666	100,0
Sul	857	834	97,3	1159	1142	98,5
Centro-Oeste	379	352	92,9	446	439	98,4

Fonte: IBGE, Diretoria de Pesquisas, Departamento de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 1989/2000.

Dentre os municípios avaliados no último censo com mais de 300.000 habitantes, um percentual de 85,7% possuem estações de tratamento que tratam de forma convencional o volume da água distribuída (IBGE, 2002). De acordo com o próprio IBGE, o tratamento convencional representa o tratamento da água bruta pelos processos de floculação, decantação, filtração, correção de pH, desinfecção (cloração) e fluoretação, antes de ser distribuída à população. Quando se considera o número total de distritos que possuem algum sistema de tratamento de água, percebe-se que em torno de 50% dos municípios brasileiros possuem sistemas de tratamento do tipo convencional, que geram resíduos insolúveis originados pelo processo de tratamento (TAB.2), e que não operam sob um programa de recuperação e tratamento dos resíduos gerados.

Considerando-se o destino dado ao lodo gerado, conforme demonstrado na TAB.3, constata-se que aproximadamente 90% dos distritos que passam por coagulação química dispõem seus resíduos insolúveis no meio ambiente (rio, mar e terreno) sem quaisquer preocupações com seu tratamento e recuperação, apesar de algumas de suas propriedades, como seu aspecto gelatinoso e volumoso, resultante da presença de grandes concentrações de hidróxidos metálicos combinada com uma baixa concentração de sólidos (IBGE, 2002).

TABELA 2 – Número de distritos brasileiros abastecidos com sistemas de tratamento de água, por tipo de tratamento – 2000.

Total de Distritos do Brasil	Distritos abastecidos com tratamento de água						
	Total	Tipo de Tratamento				Fluoretação	Sem tratamento
		Total	Convencional	Não-convencional	Simples desinfecção		
9.848	8.656	6.046	3.413	675	2.630	3.202	3.258

Fonte: IBGE, Diretoria de Pesquisas, Departamento de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 1989/2000.

TABELA 3 – Número de distritos brasileiros cuja água tratada passa por processo de coagulação química, por destino do lodo gerado – 2000.

Total de distritos do Brasil	Distritos cuja água tratada passa por processo de coagulação química							
	Total	Destino do lodo gerado						
		Rio	Mar	Terreno	Aterro Sanitário	Incineração	Reaproveitamento	Outro
9.848	2.593	1.888	10	482	35	2	39	189

Fonte: IBGE, Diretoria de Pesquisas, Departamento de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 1989/2000.

Esse processo de descarte pode alterar consideravelmente as características das águas do corpo receptor, provocando o assoreamento e mudança na cor, turbidez e composição química da água, além da possibilidade de contaminação do lençol freático (PROSAB, 1999).

A possibilidade da presença de metais tóxicos em descartes de lodos de ETA é preocupante, pois seu descarte indiscriminado no local próximo ao despejo no próprio corpo d'água, pode danificar ou inibir qualquer atividade biológica existente, em virtude da grande variedade de acesso aos componentes biológicos como órgãos, tecidos, células e moléculas. Além disso, todos os sistemas enzimáticos são potencialmente suscetíveis aos metais tóxicos que, num organismo vivo, podem ter sua entrada limitada pelas estruturas anatômicas. Isto explica as consideráveis diferenças de sensibilidade entre diferentes órgãos e tecidos, na ação observada entre experimentos *in vivo* e *in vitro*, entre espécies e em certas respostas típicas para envenenamento clínico (Moreira, 2004).

Portanto, não existe ainda uma clara compreensão do impacto resultante da degradação dos cursos d'água receptores, seja em relação a conseqüências em curto prazo, seja em longo prazo, em que se considere a influência ou mesmo a perda de ecossistemas e acumulação de toxinas (Moreira, 2004). Se considerarmos que milhões de toneladas desses resíduos são dispostos anualmente no ambiente, especialmente pelo fato da maioria das ETAs não possuírem instalações específicas para a disposição desses resíduos, então podemos classificar os lodos formados como um importante problema ambiental das ETAs, na forma de subprodutos com potencial poluidor, devido aos seus efeitos químicos, físicos e biológicos (AWWA, 1974; Lester, 1987; Cordeiro, 1993; Sotomayor, 1999; PROSAB, 1999; Carvalho, 2000). Na FIG.1, pode-se observar o impacto visual imediato do descarte de lodo, em um córrego próximo a uma ETA.



FIGURA 1 – Despejo de lodo de ETA de Registro em um curso d'água.

Uma avaliação preliminar da concentração de metais presentes na fase sólida nos lodos de ETAs situados no Estado de São Paulo permitiu perceber que a concentração de metais predomina de maneira sensível e que existe a necessidade de se equacionar o problema (PROSAB, 1999). Nesse sentido, o gerenciamento adequado dos sistemas de tratamento de águas para o abastecimento público deve atender não só ao produto final como também equacionar todos os problemas relacionados à proteção efetiva dos mananciais, qualidade dos produtos químicos empregados e quantidade e características dos resíduos gerados.

Se por um lado, os órgãos públicos de meio ambiente impõem rigorosos padrões de emissão de poluentes, por outro lado, empresas de saneamento necessitam de um prazo para adequação e regularização de seus efluentes, bem como o de aplicar e desenvolver tecnologias adequadas para o gerenciamento das ETAs. Apesar da evidência do ônus que tal situação representa para o meio ambiente, são poucas as referências encontradas sobre o assunto, especificamente relacionadas à ambientes tropicais, como no caso do Brasil.

Tumeo (1992) realizou um estudo da influência do despejo do lodo da ETA em um rio em um ambiente ártico, porém sujeito à sazonalidade do degelo da região, não encontrando naquelas condições quaisquer evidências contundentes de contaminação, não só em relação aos metais analisados, mas também em relação aos bentônicos considerados.

Kaggwa (2001) estudou os efeitos do despejo do lodo de ETA em ambiente tropical, com indicações de um impacto negativo do descarte do lodo no ecossistema estudado, especialmente quando considerados em longo prazo. Cordeiro (1993) concluiu em um estudo dos despejos da ETA de São Carlos (SP), que parâmetros como sólidos sedimentáveis e metais como chumbo, cobre e níquel, mostraram-se em níveis superiores aos estabelecidos pela legislação ambiental vigente.

Barroso (2002) observou que durante o processo de lavagem dos decantadores, diversas variáveis analisadas também transgrediram a legislação, com exceção do pH. No mesmo estudo, a água de lavagem dos filtros apresentou níveis de Al e Fe que se mostraram superiores a Resolução CONAMA 20/86, além da presença de Pb e Ni em concentrações acima do permitido pela legislação estadual. Guerra & Angelis (2005) concluíram que o lodo da ETA necessita de condições adequadas para a sua disposição final.

Pode-se observar que nos países desenvolvidos (TAB.4) o lançamento do lodo de ETA nos cursos d'água vem sendo drasticamente reduzido, como consequência de legislações mais rigorosas de controle da poluição, da crescente escassez dos recursos hídricos, captados cada vez mais distantes e a custos elevados, e também por causa do grande desperdício que representa descartar de 2 a 6 % do volume de água produzido em uma ETA, gastos nas atividades de lavagens dos filtros e descargas de decantadores (Grandin, 1992).

TABELA 4: Métodos de disposição final de lodo de ETA, em diferentes países (SABESP, 2003).

PAÍS	DISPOSIÇÃO FINAL DO LODO DE ETA					
	Aterro sanitário	Aterro Exclusivo	Descarga no SES(*)	Descarga em córregos	Aplicação no solo	Outros
EUA	20%	13%	24%	11%	25%	7%
Alemanha	19,4%	0,3%	38,9%	13,4%	6%	22%
França	13%	--	30%	ND ⁵	6%	53%
Reino Unido	52%	6%	29%	2%	ND ⁵	9%

*SES: Sistema de Esgotos

Alternativas para o destino final do lodo de ETAs têm sido propostas em diversos trabalhos, como a disposição em aterros sanitários, aterros exclusivos, gerenciamento conjunto com lodo de tratamento de esgoto e co-disposição com biosólido, aplicação controlada em certos tipos de solo e aplicações industriais diversas (PROSAB, 1999; Murray, 1994; Tumeo, 1992; Andreoli, 2001, Gonçalves *et al.* 1999; Dharmappa, 1997). Guerra & Angelis (2005) verificaram a viabilidade de disposição do lodo de ETA em aterro sanitário, que não sofreu interferência de forma negativa no processo de biodegradação.

Oliveira e Assis (2001) mostraram a possibilidade da reciclagem de entulhos da construção civil como possibilidade de destinação para o lodo de ETA. Richter (2001) propôs a incorporação em materiais de construção civil. Nuvolari (2002), Paixão (2004), Morita (2002), Knoblauch (2004), Miyahara (2004), Cosin (2004) e Hoppen (2003) realizaram estudos sobre a incorporação do lodo de ETA em materiais cerâmicos e na fabricação de cimento e tijolos.

O uso agrícola do lodo de uma ETA foi avaliado por Machado (2004), com possibilidade de recuperação de áreas degradadas pela ação antrópica. Propostas para minimização da geração do lodo foram apresentadas por Campos (2004), Parsekian (2004), Bresola (2004), Gonçalves (1999), Fontana (2004) e Moraes (2004), sugerindo alternativas aos processos de tratamento de água convencionais.

David (2004) propôs a redução do volume do lodo de ETA por secagem natural, visando sua utilização em aterros sanitários ou como matéria prima para a indústria cerâmica. A utilização do lodo em aterro exclusivo, no entanto, foi abordado por Siqueira (2004) que, segundo o autor, apresentou diversas vantagens técnicas, econômicas e ambientais como destino final para esses resíduos. Na TAB.5 enumeram-se alguns métodos que têm sido considerados para a disposição do lodo de ETA, baseando-se nos trabalhos já citados.

O que se percebe, portanto, é que estratégias de descarte adequado envolvem opções e técnicas distintas, cujas pertinências são grandemente influenciadas, dentre outros fatores, pelas características dos lodos, área disponível, qualidade da bacia superficial de captação de água, clima local e pelas condições sócio-econômicas, culturais e ambientais da região. Neste sentido, o fato de aproximadamente 74% dos municípios brasileiros possuírem menos de 20.000 habitantes, requer das empresas de saneamento soluções para o tratamento destes resíduos diferentes daquelas geralmente empregadas para áreas urbanas extensas, como é o caso das cidades de São Paulo e Rio de Janeiro (IBGE, 2002). De qualquer forma, apesar das diferentes formas de disposição propostas, ainda não temos uma solução definitiva para o destino do lodo de ETA que reúna características como simplicidade de operação, eficiência e custo reduzido.

Existe hoje a preocupação com as ETAs, de modo que a disposição do lodo produzido seja regulamentada conforme critérios ambientais estabelecidos para efluentes industriais. Um dos critérios estabelecidos é a norma NBR 10.004, que classifica os resíduos sólidos de acordo com os possíveis riscos à saúde pública conforme estabelecidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004), atendendo o art. 54, Sec. III Lei 9.605/98, atividades lesivas ao meio ambiente. Com a promulgação da Constituição Federal de 1988, a questão dos resíduos sólidos por meio de artigos relacionados à saúde e ao meio ambiente passou a ser matéria constitucional. O artigo 23 determina que seja competência comum da União, Estados, do Distrito Federal e dos Municípios protegerem o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas; já no artigo 200 (incisos IV e VII) verifica-se que compete ao sistema único de saúde participar da formulação da política e da execução das ações de saneamento básico e colaborar na proteção do meio ambiente, entre outras atribuições.

TABELA 5 – Vantagens e desvantagens de algumas alternativas para tratamento e disposição do lodo de ETA (Albrecht, 1972; Eckenfelder, 1981; PROSAB, 1999).

Alternativas		Vantagens	Desvantagens
1	Descarte do lodo da ETA em rios e córregos.	- Sem custo de tratamento do lodo para a ETA.	- Não reduz o impacto da prática de descarte do lodo; - Contrário à legislação estadual e federal.
2	Descarte do lodo da ETA em lagoa de decantação.	- Operação simples e baixo custo de manutenção; - Nenhum impacto no sistema de esgotos.	- Alto custo de implantação; - Requer uma área extensa para implantação; - Ausência de disponibilidade de áreas a uma distância razoável da ETA; - Influência do clima; - Proliferação de insetos; - Necessidade de limpeza periódica.
3	Remoção contínua do lodo da ETA dos tanques de decantação e transporte do material removido para aterros por caminhões.	- Todas as operações são executadas na própria ETA; - Elimina a limpeza dos tanques de decantação; - Elimina qualquer tipo de impacto no sistema de esgotos; - Concentra os sólidos para descarte.	- Operação complexa; - Alto custo de operação e manutenção; - Alto investimento; - Aumenta tráfego de caminhões no entorno da ETA.
4	Destinação do lodo da ETA para o sistema de esgotos para tratamento posterior em uma ETE	- Operação relativamente simples; - Baixo investimento e custos de operação; - Bombeamento controlado para o sistema de esgotos para redução de oscilações de fluxo do lodo. - Não há interferência significativa no desempenho dos digestores de lodo, de acordo com alguns estudos de caso.	- O descarte do lodo deverá ser otimizado para minimizar o impacto hidráulico no sistema de esgotos e na ETE; - Aumenta o fluxo de material no sistema de esgotos; - Aumenta a carga de sólidos na ETE.
5	Reaproveitamento de coagulantes de lodo no processo de tratamento de água	- Redução do volume de lodo descartado; - Reciclagem dos produtos químicos utilizados durante o tratamento.	- Aumento dos serviços de operação; - Aumento de etapas ao processo de tratamento; - Consumo de produtos químicos.
6	Uso de leitos de secagem para eliminação da água do lodo da ETA	- Remoção da quase totalidade dos sólidos em suspensão, com concentrações de sólidos de 20% ou mais, permitindo o uso do lodo para disposição em aterros.	- Ausência de terrenos disponíveis para secagem; - Efeitos do clima, devido à temperatura e umidade; - Custos do manuseio do lodo seco para disposição final.
7	Desidratação do lodo por centrifugação	- melhora a eficiência na desidratação do lodo da ETA para disposição; - Requer pouco espaço no processo de tratamento; - Processo automatizado.	- Volume do lodo gerado a ser desidratado em ETAs de grande porte; - Elevado custo de manutenção.

A própria Lei de Crimes Ambientais (9.605/98) dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Esta lei prevê em seu artigo 54 que é crime “causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora”. O mesmo artigo, em seu parágrafo 2º, inciso V, penaliza o lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou detritos, óleos ou substâncias oleosas, em desacordo com exigências estabelecidas em leis ou regulamentos.

Por outro lado, a Resolução CONAMA nº. 357/05, em conformidade com a NBR nº. 10.004 da ABNT, definiu os resíduos sólidos em seu artigo 1º como aqueles “que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição”. Encontram-se 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 d’água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis, em face à melhor tecnologia disponível”.

Contudo, a legislação que regula a matéria é fragmentada, o que dificulta sua compreensão e aplicação, conforme é descrito na TAB. 6. Suas normas estão distribuídas em legislações federais, estaduais e municipais específicas, além de possuírem dispositivos e resoluções de organismos de todas as esferas do governo, como é o caso da CETESB, ligada ao governo do Estado de São Paulo, e do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

De acordo com a norma, os resíduos podem ser classificados em:

- a) resíduos classe I – Perigosos;
- b) resíduos classe II – Não perigosos;
 - resíduos classe II A – Não inertes.
 - resíduos classe II B – Inertes.

TABELA 6 – Regulamentos no âmbito federal e estadual que regem sobre a importância do gerenciamento da quantidade e da qualidade dos recursos hídricos.

Lei	Âmbito	Atribuição
Lei 7.663/91	Estadual (SP)	Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos;
Lei 9.433/97	Federal	Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989;
Lei 9.866/97	Estadual (SP)	Dispõe sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do Estado de São Paulo;
Decreto 2.612/98 (alterado pelos Decretos 3.978/01 e 4.174/02)	Federal	Regulamenta o Conselho Nacional de Recursos Hídricos;
Lei 9.984/00	Federal	Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas (ANA), entidade federal de implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;
Lei 9.966/00	Federal	Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional;
Lei nº. 9605 Seção 3 – artigo 54	Federal	Dispõe que “causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora”;
Resolução CONAMA 357/05	Federal	Dispõe sobre a classificação dos corpos d’água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências;

A norma NBR 10.004 não classifica os resíduos de ETA como perigosos, em razão do lodo não ser caracterizado como tóxico, nem considera o elemento alumínio como uma substância que confere periculosidade aos resíduos (ABNT, 2002), apesar da presença deste elemento em grandes quantidades no lodo da ETA e do caráter acumulativo desses despejos em consequência do assoreamento provocado (PROSAB, 1999). A norma deixa a entender que o lodo da ETA pode ser considerado como um resíduo de classe II A – não inerte, por não se enquadrar na classificação de resíduos de classe I, já que não é considerado um resíduo perigoso, e nem na classificação classe II B – inerte, por apresentar em alguns dos trabalhos já citados, alguns parâmetros superiores aos padrões de potabilidade de água.

No entanto, trabalhos publicados (PROSAB, 1999) comprovaram alterações físico-químicas na água de corpos de água receptores de lodo de ETA, por causa da presença de alumínio. Embora a classificação classe II B – inerte limitasse seu descarte indiscriminado, somente trabalhos que avaliassem o depósito do lodo em corpos de água em longo prazo podem certificar a toxidade real desses resíduos, baseando-se em análises de águas superficiais, sedimentos e dos bentos, por um período mínimo de todo um ciclo hídrico.

Existe uma necessidade de consolidação das diferentes legislações, dispositivos, normas e resoluções específicas sobre os despejos resultantes de ETAs, com a implantação de programas que estabeleçam uma disposição adequada dos rejeitos da ETA, além do estabelecimento de parâmetros de qualidade das águas superficiais e do sedimento do fundo dos rios receptores. Um controle mais eficiente desses resíduos poderá ser definitivo uma vez que ocorra um aperfeiçoamento da gestão da água nas bacias hidrográficas, reunindo instrumentos econômicos previstos pelo princípio “poluidor-usuário-pagador”, além de prioridades de investimento, políticas de captação e sistemas de licenciamento ambiental.

A cooperação entre as agências ambientais e de recursos hídricos tem ocorrido, mais especificamente, nos estados de São Paulo e Paraná. No estado de São Paulo, projetos recentes têm sido desenvolvidos entre a SABESP, a Poli/USP e o Centro de Química e Meio Ambiente do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (CQMA-IPEN/CNEN), visando desenvolver pesquisa aplicada para a solução de problemas de saneamento.

A partir dessa cooperação, o projeto aqui proposto originou-se com o objetivo de avaliar o estado da arte quanto aos sistemas de tratamento de água e o gerenciamento dos resíduos gerados. Uma outra meta seria a de compreender as características gerais desses resíduos como forma de possibilitar meios de estudo para a avaliação de seu impacto ambiental em uma bacia hidrográfica.

A bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, localizada em uma área denominada de preservação no estado de São Paulo (FIG.2), tem sofrido diversas ações negativas intensas, com comprometimento rápido da qualidade (CETEC, 2001). Sua escolha também se deu em função da bacia de drenagem apresentar grande disponibilidade de água, diante da pequena demanda quando comparada a outras, além por possuir um histórico alarmante quanto à contaminação de chumbo. Por outro lado, também é detentora do mais importante potencial mineral do estado de São Paulo, com grande variedade de substâncias minerais desde ferrosos, metálicos e preciosos, além de minerais raros como prata, antimônio e terras raras. Todo esse contexto se reflete nas características geoquímicas da água, do sedimento de drenagem, do material em suspensão e, conseqüentemente, na qualidade dos lodos gerados nas ETAs. Quando se avalia a evolução histórica do índice de qualidade da água na região, observa-se que nos últimos anos houve um aumento significativo do número de não conformidades dos padrões ambientais de qualidade da água, passando de excelente a regular (CETEC, 2001).

A SABESP utiliza atualmente a ETA de Registro (FIG.3), capital do Vale do Ribeira, como base de um sistema automatizado, desenvolvido pela própria empresa. O sistema pode monitorar remotamente e ajustar à distância todas as fases dos processos de produção de água das estações de tratamento de água, alcançando-se satisfatoriamente todos os parâmetros estabelecidos e proporcionando diversas vantagens operacionais.

Deste modo, a facilidade de acesso aos dados disponíveis, além do fato do volume de descarga de despejos de resíduos sólidos serem representativos quando comparado com as outras ETAs da região, levou à decisão de se iniciar o estudo de avaliação do impacto de descarga de resíduos na Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape pela ETA da cidade de Registro.

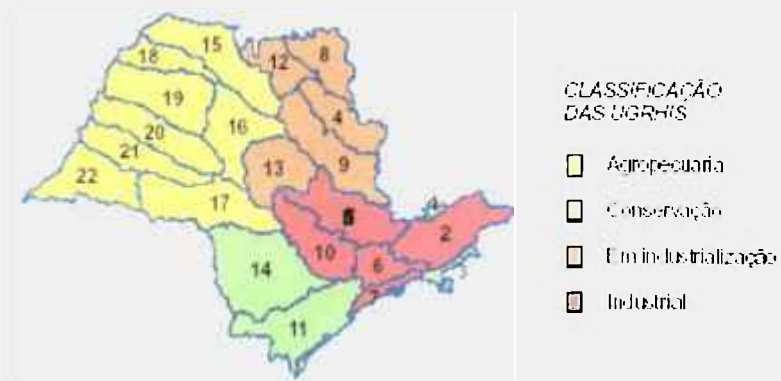


FIGURA 2 – Classificação das 22 unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI) do estado de São Paulo (CETESB, 2004).



FIGURA 3. Localização da cidade de Registro.

O desenvolvimento deste estudo, conforme mencionado na introdução, faz parte de um subprojeto de pesquisa com financiamento FAPESP Políticas Públicas sobre o gerenciamento de lodos de ETAs.

3.2 Estação de tratamento de água

O uso benéfico da água pela população requer uma série de parâmetros de qualidade de natureza estética e sanitária, de maneira a se atender as mais diferentes finalidades para o uso humano. A melhoria das condições de vida, relacionada especialmente à evolução nas condições de habitação e infra-estrutura, reflete que os sistemas de abastecimento de água e de coleta e tratamento de esgotos sanitários são serviços essenciais (Pires, 2001). A água utilizada para abastecimento é originária de dois tipos de mananciais, o manancial subterrâneo e o superficial, do qual a ETA é parte fundamental (Parsekian, 1998).

O sistema de tratamento de água tradicional ou completo de uma ETA é utilizado pela maioria dos sistemas produtores de água potável, notadamente no Estado de São Paulo (FIG.4). Esse sistema realiza a remoção de partículas finas em suspensão e em solução, presentes na água bruta. Para que o processo seja bem sucedido é necessária a utilização de produtos químicos, como sais de ferro e de alumínio, que são aplicados em unidades de coagulação para que possam desestabilizar a carga superficial dos sólidos em suspensão (partículas coloidais) na água bruta, formando flocos com dimensões o suficiente para sua posterior remoção.

Nas unidades de floculação, uma homogeneização adequada garante um maior contato entre os sólidos, formando flocos de grandes dimensões. Em seguida, a água é deixada em repouso em unidades de decantação, onde os flocos se depositam pela ação da gravidade formando o lodo. Esse material sedimentado fica retido em tanques decantadores durante vários dias (30-60 dias) e posteriormente é enviado para unidades de filtração, onde se removem da água os flocos formados e partículas menores, por meio de camadas de areia, carvão e antracito e por filtros com lavagem por água da própria ETA. A água separada passa por um processo de desinfecção e fluoretação e é enviada diretamente para o consumo (AWWA, 1974).

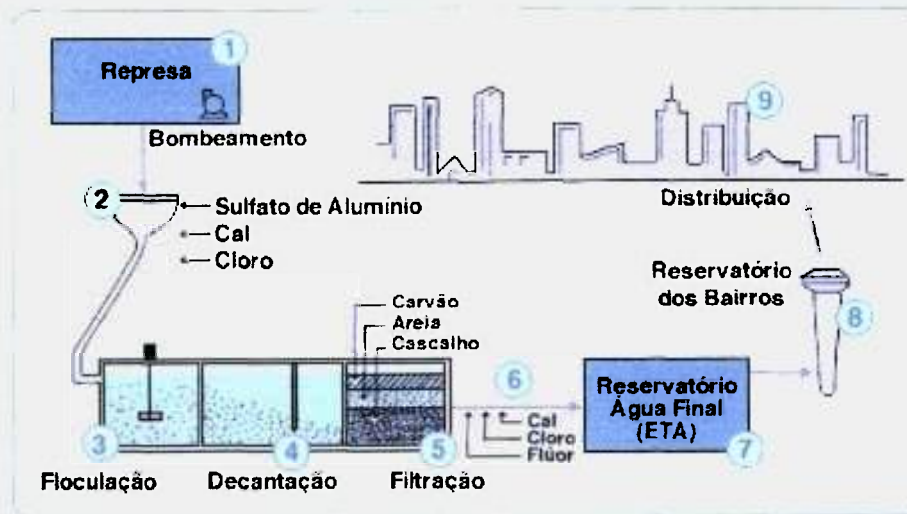


FIGURA 4 – Esquema de sistema de estação de tratamento de água (SABESP, 2003).

3.3 Características do lodo de ETA

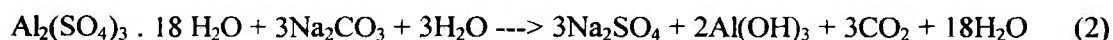
Os resíduos sólidos (lodo) provenientes dos decantadores e da lavagem de filtros de uma ETA são compostos por impurezas contidas na água bruta e por substâncias químicas adicionadas durante o processo de tratamento da água, como substâncias coagulantes (normalmente sulfato de alumínio ou cloreto férrico), floculantes (sílica e polieletrólitos), controladores de sabor e odor (carvão ativado), algicidas (sulfato de cobre), corretores de alcalinidade (carbonato de sódio ou cálcio e hidróxidos de magnésio, sódio ou cálcio), desinfetantes (cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou cálcio, bromo, iodo, peróxido de hidrogênio ou permanganato de potássio) e fluoretantes (fluorssilicato de sódio ou ácido fluorssilícico). O lodo produzido em diferentes ETAs pode, portanto, apresentar uma distinção na composição química dependendo das características da água bruta a ser tratada, tanto qualitativamente e/ou quantitativamente, conforme a necessidade dos produtos químicos a serem adicionados (Dharmappa, 1997).

Também devem ser consideradas as condições climatológicas em estações do ano diferentes, quando se consideram estudos dos resíduos para uma mesma ETA. Deste modo, uma avaliação do impacto produzido pelo lodo de uma ETA específica deve ser baseada na obtenção de parâmetros por meio da análise das características e períodos em que o lodo é produzido.

O conhecimento das características físico-químicas dos lodos é fundamental na escolha de métodos de condicionamento e desidratação desses próprios resíduos. Isto pode ser observado no caso específico da ETA de Registro, localizada em uma região de alto índice pluviométrico e na qual se emprega especificamente apenas o sulfato de alumínio líquido como coagulante de partículas em suspensão e carbonato de sódio (barrilha) como corretor de acidez, influenciando de maneira marcante o resíduo final. O sulfato de alumínio adicionado reage com a alcalinidade natural das águas (quando existente), conforme a equação (1), a seguir:



Como também se usa barrilha como corretor de acidez, observa-se a equação 2, a seguir:



O lodo de ETA é considerado um fluido não-newtoniano, insolúvel, de forte consistência gelatinosa (em função da elevada presença de hidróxidos) e oxidável. Como a água bruta utilizada para tratamento e posterior abastecimento não costuma ser poluída, o lodo resultante apresenta em grande parte uma composição inorgânica, possuindo uma pequena biodegradabilidade, com uma relação reduzida entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO), onde $\text{DBO}/\text{DQO} < 0,2$. Segundo Schmitt e Hall (1975), em uma análise de uma amostra de lodo podem ser encontrados até 72 elementos.

3.4 Índice de qualidade da água

A principal vantagem da utilização de um índice de avaliação da qualidade da água de um recurso hídrico é a facilidade de se interpretar em um único número, um parâmetro de definição que demonstre o teor de sua contaminação, apesar de não mostrar uma avaliação detalhada das variáveis individuais consideradas. A CETESB utiliza índices específicos para os principais usos do recurso hídrico desde o ano de 2002.

O Índice de Abastecimento Público (IAP) é utilizado para águas destinadas para fins de abastecimento público, enquanto o Índice da Vida Aquática (IVA), para águas destinadas para a proteção da vida aquática, e a Classificação da Praia, para águas destinadas para o banho. Os índices são utilizados para a informação básica de qualidade de água para o público em geral, bem como para o gerenciamento ambiental das 22 UGRHI - Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos em que se divide o estado de São Paulo (CETESB, 2005).

O IVA tem o objetivo exclusivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral, diferente de um índice para avaliação da água para o consumo humano e recreação de contato primário. Este índice fornece informações sobre a qualidade da água em termos toxicológicos e seu grau de trofia, considerando a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e dois dos parâmetros considerados essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido).

O cálculo do IVA é baseado no Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA), bem como o Índice do Estado Trófico (IET), segundo a expressão:

$$\text{IVA} = (\text{IPMCA} \times 1,2) + \text{IET} \quad (3)$$

Na ausência do valor do IET, o mesmo deverá ser igual à unidade. Se em uma dada amostra não estiverem disponíveis os resultados do teste de toxicidade, mas existirem resultados de oxigênio dissolvido e pH, o IVA poderá ser calculado quando não estiver prevista a realização do teste de toxicidade.

Calcula-se o IVA também se a concentração do oxigênio dissolvido for menor do que 3mg.L^{-1} , ou quando o teste de toxicidade for semestral. Nesses casos, a ausência de resultados do grupo de substâncias tóxicas do IPMCA não implica na inviabilidade do cálculo do IVA.

A proteção das comunidades aquáticas está prevista para corpos d'água enquadrados nas Classes 1, 2 e 3, conforme a legislação estadual (Regulamento da Lei 997/76, aprovado pelo Decreto Estadual 8468/76) e federal (Resolução CONAMA). Deste modo, aplica-se o IVA para esses ambientes (com exceção dos corpos d'água enquadrados na classe 4), por meio de cinco classificações de qualidade (TAB.7).

TABELA 7 – Classificações de qualidade das águas – IVA.

Qualidade Ótima	IVA = 2,2
Qualidade Boa	IVA = 3,2
Qualidade Regular	$3,4 \leq IVA \leq 4,4$
Qualidade Ruim	$4,6 \leq IVA \leq 6,8$
Qualidade Péssima	IVA > 7,6

3.4.1 Cálculo do índice IPMCA

Para o cálculo do índice IPMCA, consideram-se dois grupos de parâmetros:

1) grupo de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis). Foram incluídos os parâmetros que são atualmente avaliados pela Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, identificando o nível de contaminação por substâncias potencialmente danosas às comunidades aquáticas. Poderão ser incluídos novos parâmetros que sejam importantes para a avaliação da qualidade das águas, mesmo em nível regional;

2) grupo de parâmetros essenciais (oxigênio dissolvido, pH e toxicidade).

Para cada parâmetro incluído no IPMCA (TAB.8), são estabelecidos três diferentes níveis de qualidade, com ponderações numéricas de 1 a 3, e que correspondem a padrões de qualidade de água adotados pela CETESB e estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86 e pela legislação americana (USEPA, 1991) e francesa (Code Permanent: Environnement et Nuisances, 1986), as quais estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas na água, com o propósito de evitar efeitos de toxicidade crônica e aguda à biota aquática. Esses níveis refletem as seguintes condições de qualidade de água:

TABELA 8 - Parâmetros do IPMCA, conforme níveis de qualidade (CETESB, 2005).

Grupos	Parâmetros	Níveis	Faixa de variação	Ponderação
Parâmetros Essenciais (PE)	OD (mg.L ⁻¹)	A	> 5,0	1
		B	3,0 a 5,0	2
		C	< 3,0	3
pH (Sorensen)		A	6,0 a 9,0	1
		B	5,0 a < 6,0 e > 9,0 a 9,5	2
		C	< 5,0 e > 9,5	3
Toxicidade		A	Não Tóxico	1
		B	Efeito Crônico	2
		C	Efeito Agudo	3
Substâncias Tóxicas (ST)	Cádmio (mg.L ⁻¹)	A	> 0,001	1
		B	> 0,001 a 0,005	2
		C	> 0,005	3
	Cromo (mg.L ⁻¹)	A	> 0,05	1
		B	> 0,05 a 1,00	2
		C	> 1,00	3
	Cobre (mg.L ⁻¹)	A	> 0,02	1
		B	> 0,02 a 0,05	2
		C	> 0,05	3
	Chumbo (mg.L ⁻¹)	A	> 0,03	1
		B	> 0,03 a 0,08	2
		C	> 0,08	3
	Mercúrio (mg.L ⁻¹)	A	> 0,0002	1
		B	> 0,0002 a 0,001	2
		C	> 0,001	3
Níquel (mg.L ⁻¹)	A	> 0,025	1	
	B	> 0,025 a 0,160	2	
	C	> 0,160	3	
Fenóis (mg.L ⁻¹)	A	> 0,001	1	
	B	> 0,001 a 0,050	2	
	C	> 0,050	3	
Surfactantes (mg.L ⁻¹)	A	> 0,5	1	
	B	> 0,5 a 1,00	2	
	C	> 1,00	3	
Zinco (mg.L ⁻¹)	A	> 0,18	1	
	B	> 0,18 a 1,00	2	
	C	> 1,00	3	

Nível A: Padrões de qualidade de água da Legislação Federal (CONAMA 20/86), para classes 1 e 2 (BRASIL, 1986).

Níveis B e C: Limites obtidos das legislações francesa e americana (CODE PERMANENT: ENVIRONNEMENT ET NUISANCES, 1986), (USEPA, 1991).

Nível A: Águas com características desejáveis para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos aquáticos. Atende aos padrões de qualidade da Resolução CONAMA 20/86 (ponderação 1).

Nível B: Águas com características desejáveis para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém a reprodução pode ser afetada em longo prazo (ponderação 2).

Nível C: Águas com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos aquáticos (ponderação 3).

Dadas às ponderações para os parâmetros determinados em uma amostra de água, o IPMCA é calculado da seguinte forma:

$$IPMCA = PE \times ST \tag{4}$$

Onde:

PE: Valor da maior ponderação do grupo de parâmetros essenciais;

ST: Valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas. Este valor é um número inteiro e o critério de arredondamento deverá ser o seguinte: valores menores que 0,5 serão arredondados para baixo e valores maiores ou iguais a 0,5 serão arredondados para cima.

O valor do IPMCA pode variar de 1 a 9, sendo subdividido em quatro faixas de qualidade, classificando as águas para proteção da vida aquática, conforme a TAB.9, a seguir:

TABELA 9 – Classificação do valor do IPMCA para avaliação da qualidade da água.

IPMCA	Qualidade da água
1	Boa
2	Regular
3 e 4	Ruim
≥ 6	Péssima

3.4.2 Cálculo do IET

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas. O Índice do Estado Trófico adotado pela CETESB foi introduzido por Carlson modificado por Toledo et al. (1983) e Toledo (1990) que, através de método estatístico baseado em regressão linear, alterou as expressões originais para adequá-las a ambientes subtropicais. Este índice utiliza três avaliações de estado trófico em função dos valores obtidos para as variáveis: transparência, clorofila e fósforo total (CETESB, 2005).

Das três variáveis citadas para o cálculo Índice do Estado Trófico, foi aplicado neste trabalho apenas o fósforo total, uma vez que os valores de transparência muitas vezes não são representativos do estado de trofia, que pode ser afetada pela turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos, e também porque não se realizaram avaliações correspondentes à clorofila durante este estudo. Conforme CETESB (2005), como neste caso não há resultados para a clorofila, o índice será calculado com o parâmetro disponível e considerado equivalente ao IET, devendo, apenas, constar uma observação junto ao resultado, informando que apenas um dos parâmetros foi utilizado.

Os resultados correspondentes ao fósforo, IET(P), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. Portanto, o Índice do Estado Trófico apresentado e utilizado no cálculo do IVA, será composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo - IET(P), conforme equação (5):

$$\text{IET(P)} = 10 \{ 6 - [\ln (80,32 / P) / \ln 2] \} \quad (5)$$

Onde: ln = logaritmo natural

P = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$

Em virtude da variabilidade sazonal dos processos ambientais, que têm influência sobre o grau de eutrofização de um corpo hídrico, esse processo pode apresentar variações no decorrer do ano, havendo épocas em que se desenvolve de forma mais intensa e outras em que pode ser mais limitado. Em geral, no início da primavera, com o aumento da temperatura da água, maior disponibilidade de nutrientes e condições propícias de penetração de luz na água, é comum observar-se um incremento do processo, após o período de inverno, em que ele se mostrava menos intenso (Salomons, 1995).

Nesse sentido, a determinação do grau de eutrofização médio anual de um corpo hídrico pode não identificar de forma explícita as variações que ocorreram ao longo do período anual. Para a classificação deste índice foram adotados os seguintes estados de trofia: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico, cujos limites e características estão descritos na TAB.10.

TABELA 10 – Classificação do Índice do Estado Trófico (IET), segundo Índice de Carlson modificado (CETESB, 2005).

Estado trófico	Critério	Transparência (m)*	Fósforo total - P (mg.m ⁻³)	Clorofila (mg.m ⁻³)
Oligotrófico	IET = 44	S = 1,6	P = 26,5	CL = 33,8
Mesotrófico	44 < IET = 54	1,6 > S = 0,8	26,5 < P = 53,0	3,8 < C = 10,3
Eutrófico	54 < IET = 74	0,8 > S = 0,2	53,0 < P = 211,9	10,3 < CL = 76,1
Hipereutrófico	IET > 74	0,2 > S	211,90 < P	76,1 < CL

*Disco de Secchi

3.5 Avaliação do impacto ambiental

O despejo de substâncias químicas decorrentes de atividades humanas e disponibilizadas de forma antropogênica para o meio ambiente pode conter níveis de concentrações de metais com efeitos potencialmente nocivos nas espécies vivas presentes no ecossistema. Neste caso, é imprescindível a avaliação do grau de exposição do corpo receptor à fonte poluidora por meio de um monitoramento de parâmetros ambientais que apresentem informações não apenas dos fluxos dos poluentes através do ambiente, mas também da compreensão dos processos de degradação do próprio ecossistema.

Os tipos de amostras a serem coletadas durante o período de um monitoramento podem depender dos prováveis caminhos do poluente em potencial no ambiente de estudo. Para a avaliação do impacto do lodo no ambiente de entorno da ETA, além de ser necessária a caracterização do próprio material a ser descartado, o recolhimento de amostras de águas superficiais e sedimentos dos corpos d'água receptores consideram possíveis mudanças físico-químicas nestes compartimentos pelo contato direto com o efluente. Segundo Combust (1991), metais em nível de traços, por exemplo, depois de serem lançados em ambientes aquáticos podem encontrar-se distribuídos na água, no sedimento e na biota.

Na TAB.11 são mostrados os indicadores químicos utilizados, em especial os metais tóxicos, considerados contaminantes químicos importantes para a avaliação e gerenciamento de resíduos perigosos. Os efeitos tóxicos desses metais podem ser encontrados em diversos trabalhos descritos na literatura, principalmente por seus efeitos bioacumulativos, podendo causar uma série de agravos à saúde (Lemes, 2001; Muñoz, 2002).

TABELA 11 – Características dos principais parâmetros analisados.

Elemento	Características Gerais	Origem nas Águas e Fatores de Alteração	Inconvenientes e Toxicidade
Al	Condições físico-químicas particulares favorecem ou não a solubilidade do íon	Alumínio e abundante nas rochas e minerais. O aumento do seu teor nas águas é decorrente do lançamento de efluentes industriais, esgotos domésticos, resíduos industriais, de mineração e de produtos utilizados na agricultura.	Não é considerado tóxico ou prejudicial à saúde, mas há interesse controlar a concentração nas águas de abastecimento público e industriais para prevenir precipitações e sedimentações.
Ba	Possui propriedades tóxicas, podendo afetar os consumidores de águas residuais e o sistema biológico de águas brutas.	O bário em geral ocorre nas águas naturais em concentrações muito baixas, de 0,7 a 900 µg L ⁻¹ . Quantidades elevadas são decorrentes de efluentes industriais e de resíduos de mineração.	Podem causar desde o aumento transitório da pressão, sangüínea, no coração, até sérios efeitos tóxicos sobre coração, vasos e nervos. Além disso não se comprovou efeito acumulativo.
Cd	É um elemento de elevado potencial tóxico apresentando efeito cumulativo nos organismos aquáticos e não aquáticos com meta-vida da ordem de 10 anos podendo, portanto, integrar-se às cadeias alimentares.	Em condições naturais é encontrado nas águas em nível de traços. A ocorrência de concentrações mais elevadas nas águas está relacionada ao contato com recipientes e canalizações que contenham este elemento, inclusive plásticas, ao uso de fertilizantes e ao lançamento de despejos industriais de galvanoplastia, de mineração e metalurgia do zinco bem como de processos de combustão.	Afeta os órgãos reprodutores de alguns animais. No homem, provoca irritação gastrintestinal, ataca a medula óssea, com consequente redução dos glóbulos vermelhos gerando anemia, causa hipertensão, doenças cardiovasculares, diminuição da massa óssea, retardar o crescimento em crianças, prejudica capacidade excretora dos rins.
Cl	O cloreto na forma iônica Cl ⁻ é um dos principais ânions inorgânicos presentes na água e em efluentes. As concentrações de cloretos são geralmente mais altas em águas residuais do que em efluentes domésticos.	Ocorrem em águas naturais em teores variados devido ao contato com depósitos minerais ou com a água do mar. Maiores concentrações decorrem da contaminação por esgotos domésticos, efluentes industriais diversos (químicos, de tintas, explosivos, fosfatos, papel, de galvanoplastia, bebidas carbonatadas, processamento de alimentos) e do retorno de água de irrigação.	Embora em quantidades razoáveis não sejam prejudiciais à saúde humana transmitem à água sabor salgado repulsivo. Quando inspirado pode causar irritação nas membranas mucosas dos olhos, nariz, garganta e traquéia.
Cr	Baixas teores de cromo III são necessários ao metabolismo humano e animal, porém a espécie hexavalente não tem função ao organismo humano além de ser extremamente tóxica.	É um elemento raramente encontrado em águas naturais não poluídas. O cromo trivalente presente nas águas decorre principalmente do lançamento de despejos de cromagem. A presença do cromo hexavalente advém de despejos de indústrias que utilizam processos de cromagem de metais, galvanoplastias, indústria de corantes, explosivos, cerâmica, vidro, papel, etc.	Na forma trivalente apresenta menos toxicidade que na hexavalente. Apesar não ser cumulativo, por bloquear enzimas responsáveis por determinados processos metabólicos, pode ser prejudicial à saúde humana em concentrações maiores que 1 mg L ⁻¹ . Quando inspirado pode ser carcinogênico.
Cu	Em pequenas concentrações participa dos processos metabólicos e sua ausência pode causar anemia.	Ocorre em águas naturais em pequenas concentrações. Maiores teores são decorrentes de sua utilização como algicidas, do lançamento de despejos industriais e do desgaste de canalização de cobre.	Causa sabor às águas de abastecimento. Concentrações elevadas são de fita para os organismos aquáticos, podendo ocasionar problemas de fígado em homem (doença de Willson).
Fe	Existe em grande quantidade na natureza, sendo encontrado em solos e minerais principalmente na forma de óxido férrico insolúvel e sulfeto de ferro, solúvel em água na presença de dióxido de carbono.	Em águas não poluídas, seu teor varia muito em função da litologia da região e do período chuvoso, quando pode ocorrer o carreamento de solos com teores de ferro mais elevados. Pode ocorrer em maiores concentrações devido a drenagem de áreas de mineração, ou ao lançamento de efluentes industriais de metalurgia ou de processamento de metais.	Confere sabor e coloração avermelhada às águas. Sua presença em depósitos em tubulações e pode causar manchas em aparelhos sanitários durante a lavagem. Pode causar problemas no sistema de distribuição promover o crescimento de ferro bacteriana, causando vômito e prejudicando o fígado e os rins.
Mg		Ocorrem em águas naturais devido à dissolução de rochas carbonáticas, silicatos, minerais e ferromagnésios.	Podem ser prejudicial aos rins e causar severa constipação intestinal.
Mn	Esta presente em quase todos os solos, principalmente na forma de dióxido de manganês, insolúvel em águas que contenham dióxido de carbono. Sob condições anaeróbicas, o dióxido de manganês é reduzido para as formas solúveis.	Em águas naturais podem ocorrer em pequenas concentrações devido à lixiviação de minerais e solos. Maiores concentrações decorrem dos lançamentos de efluente industriais.	Confere sabor, coloração marrom e turbidez às águas, além de fita depósitos em tubulações.
Ni	É um elemento utilizado na produção de várias ligas, na fabricação de moedas, magnéticos, baterias de acumulação, etc.	Maiores concentrações provêm de efluentes de fábricas de tintas e de processos de galvanoplastia.	A ingestão de sais solúveis pode provocar alergia, náuseas, vômitos, diarréia e desordem respiratória.
Pb	É um metal tóxico ao homem e animais. O chumbo ingerido é absorvido parcialmente pelo organismo, entretanto, o contido no ar inspirado e absorvido rapidamente e completamente pelos pulmões, entretanto na corrente sanguínea distribui-se por todo o organismo.	Em condições naturais apenas traços são encontrados nas águas, da ordem de 0,01 µg mL ⁻¹ ou menos. Maiores concentrações são decorrentes da contaminação por efluentes de indústrias ou minas ou como resultado da ação corrosiva em canalizações contendo este metal.	Apresenta poder cumulativo no organismo. Quando assimilado desencadeia uma série de perturbações: - danos ao sistema nervoso o podendo ocasionar epilepsia, convulsões e paralisia; - redução da capacidade intelectual em crianças; diminuição da resistência frente a infecções; - an intoxicação crônica ou saturnismo, que pode levar à morte.

FONTE: Lemes apud Seiler & Siegel, 2001.

3.5.1 Avaliação das amostras de águas superficiais e sedimentos

A avaliação das águas superficiais possibilita quantificar o nível de impacto de um despejo pela presença de contaminantes solúveis no meio aquático, enquanto a avaliação de sedimentos de fundo permite verificar a qualidade do sistema aquático em razão da presença de contaminantes que se mantêm insolúveis ou parcialmente solúveis em águas superficiais. Nos dois casos, a avaliação é realizada comparando-se coletas realizadas a montante e a jusante dos despejos, em consequência de alterações físico-químicas no próprio meio aquático, como mudanças de pH, do potencial redox ou da presença de complexantes orgânicos. As análises dos bentos nos pontos de coleta, avaliando-se as influências de poluentes do lodo incorporados nos organismos aquáticos, também são importantes, uma vez que os sedimentos podem ser remobilizados por alterações do meio circundante (Rocha, 1999).

O sedimento pode ser definido como o material que se encontra depositado ao fundo de um curso d'água, dividindo-se em partículas de solo, água intersticial e matéria orgânica, que ocupa até 10% da fase sólida do sedimento. Os sedimentos são importantes para o ecossistema aquático, porém podem causar problemas em situações de excessiva sedimentação por atividade humana ou por acúmulo de contaminantes. O controle de contaminantes em sedimentos não tem uma resposta tão rápida quanto um controle realizado no ar e na água, em virtude do curto tempo de permanência nestes meios.

Sedimentos e solos possuem uma capacidade de armazenarem contaminantes que depende diretamente da sua composição, necessitando de um tempo de eliminação maior por processos de dissolução e diluição. No ciclo hidrológico, menos de 1% dos contaminantes são dissolvidos em água e considerados mais disponíveis para organismos (biodisponíveis). Em se tratando de contaminantes inorgânicos, como metais tóxicos, a capacidade de adsorção está relacionada à área superficial de contato e propriedades das partículas, como ocorre em minerais argilosos. Da mesma forma que a argila e material húmico, minerais como quartzo e feldspato adsorvem metais por meio de processos de troca iônica, tornando-os relativamente disponíveis em razão do equilíbrio entre os metais adsorvidos e dissolvidos no meio aquático.

Este processo de adsorção inibe a lixiviação natural de contaminantes, reduzindo sua biodisponibilidade. De outro modo, estão os metais ligados à estrutura cristalina de alguns minerais, deixando-os permanentemente indisponíveis. Entre estas duas situações estão os metais potencialmente disponíveis, incluindo-se os carbonatos, sulfetos, óxidos e hidróxidos, além de metais adsorvidos, ocluídos ou quelados com óxidos de ferro e material húmico.

A mobilidade dos contaminantes, neste caso, está intimamente relacionada a parâmetros que controlam diretamente a sua retenção ou disponibilidade por lixiviação, como pH (decorrente da presença de carbonatos com tampões naturais), condição redox e a presença de agentes complexantes. Condições no meio aquático que sejam fortemente ácidas podem diminuir a atividade microbiana e aumentar os níveis de solubilidade dos metais tóxicos, enquanto condições fracamente ácidas, neutras e levemente alcalinas têm efeito contrário. Alterações no potencial redox podem resultar em um aumento ou diminuição da retenção ou liberação dos metais (EPA, 1991). Portanto, mudanças nestes parâmetros causadas por atividades humanas podem perturbar o equilíbrio naturalmente existente por meio de uma maior disponibilização dos metais, causando um aumento do impacto destes contaminantes no meio aquático (TAB.12).

TABELA 12 – Influência de mudanças químicas em metais potencialmente disponíveis (Salomons, 1995).

TIPO DO METAL	CONDIÇÃO INICIAL	MUDANÇA AMBIENTAL	RESULTADOS
Carbonatos, óxidos e hidróxidos	Sais no sedimento	Reduções de pH	Liberação dos metais na forma de sais solúveis.
Adsorvidos em óxidos de ferro	Adsorvidos no sedimento	Sedimento se torna redutor	Óxidos de ferro tornam-se instáveis, liberando metais.
Quelados em Material Húmico	Quelados no sedimento	Imobiliza fortemente os metais presentes em sedimentos oxidados e reduzidos.	
Sulfetos	Precipitado insolúvel	Sedimento se torna oxidado	Sulfetos se tornam instáveis, oxidando-se a sulfatos e liberando os metais.

A importância neste projeto de se analisar amostras de sedimento nos cursos d'água no entorno da ETA é a de se avaliar a mobilidade dos metais e a capacidade dos sedimentos de reterem contaminantes do lodo descartado (Salomons, 1995; Alloway & Ayres, 1994), identificando-o como uma provável fonte de contaminação. Deste modo, procurou-se caracterizar os sedimentos possivelmente contaminados com a identificação dos contaminantes presentes.

A qualidade dos sedimentos coletados nos cursos d'água no entorno da ETA de Registro foi avaliada de acordo com os valores limites estabelecidos pelo protocolo canadense para a proteção de vida aquática, por meio do Conselho Canadense de Ministros para o Meio Ambiente (CCME, 1999). Estes parâmetros são também utilizados para a avaliação de sedimentos pela CETESB (CETESB, 2004), os quais estabelecem dois níveis de classificação: TEL ("Threshold Effect Level"), que representa a concentração abaixo da qual não são esperados efeitos adversos sobre organismos aquáticos e PEL ("Probable Effect Level"), que descreve concentrações acima das quais são esperados efeitos adversos severos sobre organismos aquáticos. Para a maior parte dos metais analisados, é esperado um background de concentração que seja normal e característico de toda a área de amostragem, decorrente do solo e das rochas da região, excluindo-se contribuições de fontes antropogênicas.

4 Área de Estudo

4.1 A bacia do rio Ribeira de Iguape

A Bacia Hidrográfica do rio Ribeira de Iguape situa-se aproximadamente entre as latitudes 23° 30' e 25° 30' Sul e longitude 46° 50' e 50° 00' Oeste, abrangendo uma área de 24.980 km², dos quais 61% pertencem ao estado de São Paulo e 39% ao estado do Paraná. Apresenta-se quase paralelamente à orla marítima, com uma orientação SO-NE, confrotando-se ao norte e a leste com a bacia do rio Paranapanema e ao sul com a bacia do rio Iguaçu e formando um grande leque, cujas nervuras estão encaixadas em zona montanhosa e cujo relevo desce em direção às nervuras centrais representadas pelo rio Ribeira de Iguape e seu principal afluente, o rio Juquiá.

O rio Ribeira de Iguape nasce no estado do Paraná, formado pelos rios Açungui e Ribeirão Grande, a uma altitude de 1.000 m, permanecendo com o nome de rio Ribeira até a cidade de Eldorado, no estado de São Paulo. Apresenta uma extensão de aproximadamente 470 km, com 120 km em terras paranaenses e sua foz localizada no município de Iguape (Hogan, 2002). A partir da jusante da confluência dos rios Ribeira de Iguape e Juquiá, aproximadamente na região central do Vale do Ribeira, observa-se que a topografia da região vai suavizando, transformando-se em uma ampla planície que se estende até a orla litorânea. Abrange 32 municípios, sendo nove no estado do Paraná e 23 no estado de São Paulo. Em geral, são cidades de porte pequeno com destaque para Registro, Iguape, Apiaí, Jquitiba e Juquiá, na parte paulista e Rio Branco do Sul na parte paranaense (FIG.5). Juntamente com o Complexo Estuário Lagunar de Iguape, Cananéia e Paranaguá, compõem o denominado Vale do Ribeira, com uma extensão de 260 km e 140 km de costa para o Oceano Atlântico e uma população estimada em 400 mil habitantes (Hogan, 2002).

O alto e o médio Vale do Ribeira localizam-se na zona serrana, apresentando um relevo muito complexo, com até 1.300m sobre o mar e com amplitudes locais de até 300 m. Tais áreas correspondem às porções de cabeceira e médio curso dos rios Ribeira de Iguape e Juquiá, situadas nos planaltos paranaense e paulistano, devido ao recuo da Serra do Mar.

Os mais elevados divisores de águas são suportados principalmente por gnaisses, granitos e, em menor parte, por rochas quartzíticas. Zonas mais baixas, onde se localizam os municípios de Apiaí, Iporanga e Ribeira, são baseadas em filitos e xistos com calcários intercalados.



FIGURA 5 – Localização da bacia hidrográfica do Ribeira de Iguape (SABESP, 2001).

A Bacia Hidrográfica do rio Ribeira de Iguape desenvolve-se sobre rochas arqueanas e proterozóicas, formando uma seqüência complexa em função de inúmeros eventos termodinâmicos que ocorreram na região. Sua origem deve-se a uma particularidade da geologia do estado de São Paulo que corresponde a toda a faixa costeira situada entre o Vale do Ribeira e os confins do estado do Rio de Janeiro. Toda esta região é constituída de gnaisses e granitos, rochas muito resistentes à erosão e capazes de manter em destaque a Serra do Mar, que é um extenso conjunto de escarpas e montanhas que muito se aproximam da orla marinha. Contudo, na área do Vale do Ribeira chegam ao mar os xistos e filitos, rochas que por serem menos resistentes à erosão, permitiram que a drenagem tributária direta do Atlântico recuasse profundamente para o interior do continente, expandindo-se amplamente através da abertura dos vales dos rios Juquiá, São Lourenço, Jacupiranga, além do próprio rio Ribeira, que recuou suas nascentes para o interior do estado do Paraná. Desta forma, o frontão escarpado da Serra do Mar regrediu da borda até 60 km para se apoiar nos batólitos granolíticos da serra de Paranapiacaba. Todo esse processo erosivo vem se realizando durante os 70 milhões de anos do período Cenozóico.

No Quaternário, derradeiro milhão de anos deste período, o nível do mar sofreu em todo o mundo grandes oscilações devido às sucessivas fases de congelamento e degelo do período glacial. O crescimento das massas de gelo nas regiões frias provocou o abaixamento do nível do mar a 100 m em relação ao nível do mar atual, ativando a erosão fluvial. Posteriormente, o mar novamente em ascensão inundou as depressões formando as planícies costeiras e as baías, ainda não de todos assoreadas. Estas áreas de relevo suave correspondem hoje às planícies aluviais desenvolvidas ao longo dos rios Ribeira, Juquiá e Jacupiranga (Hogan, 2002), que compõem a porção sul da bacia, destacando-se o relevo cáustico associado à presença de rochas calcárias e com formações de idade arqueana, constituída de migmatitos e gnaisses e também xistos, quartzitos, rochas calcossilicatadas, metabasitos e granulitos. Na porção central da bacia, do proterozóico inferior, encontram-se micaxistos, ardósias, filitos, mármore, metabasitos, quartzitos, rochas calcossilicatadas, gnaisses, anfíbolitos e migmatitos.

Na porção oeste podem ser encontrados orto e paragneisses, além de micaxistos, anfíbolitos, talcoxistos e metaultrabasitos. A porção norte é do período pré-cambriano, constituído especialmente por migmatitos, gnaisses, xistos, filitos, quartzitos, anfíbolitos, mármore e dolomitos. No terço médio e inferior do rio Ribeira de Iguape observam-se extensos depósitos sedimentares pertencentes a aluviões fluviais e marinhos. A erosão hídrica é comum em toda a bacia, em razão da natureza e espessura dos solos, às amplitudes do relevo e à alta pluviosidade.

A região possui um patrimônio ambiental que se traduz em mais de 2,1 milhões de hectares de florestas (aproximadamente 21% da área remanescente de Mata Atlântica do Brasil), contendo o maior número de unidades de conservação da mata atlântica e a maior extensão contínua de áreas remanescentes de mata atlântica do estado de São Paulo (mais de meio milhão de hectares), além de um dos mais importantes patrimônios espeleológicos do país, protegidos pela criação de sete parques estaduais, duas estações ecológicas e três áreas de preservação (TAB.13).

TABELA 13. Unidades de conservação do Vale do Ribeira e litoral sul do estado de São Paulo: municípios abrangidos, instrumento legal de criação e área em ha.

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	MUNICÍPIOS ABRANGIDOS (2)	INSTRUMENTO LEGAL DE CRIAÇÃO (3)	ÁREA (em ha.)
Parques Estaduais			
1. Carlos Botelho	[São Miguel Arcanjo], Tapiraí, Capão Bonito, Sete Barras.	D. 19.499/82	37.644,36
2. Ilha do Cardoso	[Cananéia]	D. 40.319/62	13.600,00
3. Intervales	[Ribeirão Grande], Eldorado, Iporanga, Sete Barras.	D. 40.135/95	46.086,00
4. Jacupiranga	Barra do Turvo, Cananéia, Jacupiranga, [Eldorado], Cajati, Iporanga.	D. 145/69	150.000,00
5. Parquera Abaixo	[Parquera-Açu]	L. 8.873/94	2.360,00
Serra do Mar			
1. Núcleo Curucutu	Itanhaém, [Jquitiba], São Paulo	19.448/82	9.058,06
2. Núcleo Pilões/Cubatão	[Cubatão], São Vicente, São Paulo, São Bernardo do Campo, Santo André, Bertioga, Praia Grande, Mongaguá, Itanhaém, Ribeirão Pires, Pedro de Toledo, Rio Grande da Serra, Biritiba-Mirim, Mogi das Cruzes.	D. 10.251/77	85.026,48
3. Núcleo Pedro de Toledo	[Pedro de Toledo], Juquitiba, Miracatu, São Lourenço da Serra.	D. 10.251/77	50.853,81
4. Turístico Alto Ribeira	[Iporanga], Apiai	D. 32.283/58	35.884,28
Estações Ecológicas			
1. Chauás	[Iguape]	D. 26.719/87	
2. Juréia-Itatins	Iguape, [Peruíbe], Itariri, Miracatu.	D. 24.646/86; L. 5.649/87	79.270,00
Áreas de Proteção Ambiental (APAs)			
1. Cananéia – Iguape - Perúibe	Iguape, Ilha Comprida, Itariri, Miracatu e Perúibe.	DF 90.347/84	...
2. Serra do Mar	Barra do Turvo, Capão Bonito, Eldorado, Ibiúna, Iporanga, Juquiá, Juquitiba, Miracatu, Pedro de Toledo, Pilar do Sul, Sete Barras e Tapiraí.	DE 22.717/84	...
3. Ilha Comprida	Ilha Comprida	DE 26.881/87 e DE 30.817/89	...

Fonte: Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo, Parte I - Litoral, SMA, 1996. (1) Situação em 31/12; (2) O Município onde se encontra a sede da Unidade de Conservação está destacado entre colchetes; (3) D.- Decreto; L.- Lei; D.L.- Decreto Lei; DE. – Decreto Estadual e D..F.- Decreto Federal. As APAs ocupam parcial ou totalmente os municípios citados. *Apud SEADE*, (<http://www.seade.gov.br>).

O Vale do Ribeira passou a integrar a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica a partir de 1992 e é reconhecido pela UNESCO como um patrimônio da humanidade. Existe uma crescente conscientização sobre a importância da conservação desses recursos, uma vez que a Mata Atlântica, que apresenta uma biodiversidade tão rica quanto à floresta amazônica, está hoje reduzida a menos de 5% da sua extensão original e é um dos biomas mais ameaçados do planeta. A região também possui grande importância em termos étnicos e

A região também possui grande importância em termos étnicos e culturais, pois habitam o Vale do Ribeira comunidades indígenas, caiçaras, remanescentes de quilombos e pequenos agricultores familiares, constituindo uma diversidade cultural raramente encontrada em locais tão próximos de regiões desenvolvidas (Capobianco, 1989; Lino, 1992). A preservação dos ecossistemas naturais, no entanto, restringe o uso econômico de diversas atividades na região, que se caracteriza por apresentar o menor desenvolvimento econômico do estado. As atividades econômicas da região encontram-se baseadas principalmente na agricultura (banana e chá), mineração e extrativismo vegetal (palmito), bem como a pesca comercial. A grande parcela da população vive em áreas rurais desenvolvendo atividades agrícolas de subsistência e extrativismo. Os parâmetros sócio-econômicos e demográficos, tais como mortalidade infantil, condições de habitação e níveis de renda e de escolaridade, contribuem para que a região apresente o menor índice de desenvolvimento humano (IDH) do estado (Hogan, 2002).

No período entre 1985 e 1996, a participação do Vale do Ribeira na produção industrial da indústria de transformação no estado de São Paulo nunca passou de 0,3%. O levantamento da Secretaria de Ciência, Tecnologia e Desenvolvimento Econômico do Estado de São Paulo das decisões de investimentos privados em municípios do estado, anunciados entre 1995 e 1998, indicou que naquele período a situação não deveria mudar muito no futuro próximo. De um total de investimentos no estado no valor de US\$52 bilhões, o Vale do Ribeira contabilizou somente US\$23 milhões, em dois municípios, garantindo até hoje um relativo isolamento da região, ainda que sua capital regional, o município de Registro, encontre-se a apenas 200 km da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Por outro lado, os aspectos econômicos desse sistema compreendem um grande potencial do ambiente geográfico para a produção de energia elétrica, agricultura, minério, lazer, turismo, pesquisa científica, pesca e abastecimento de água para São Paulo (Hogan, 2002).

As cidades do Vale do rio Ribeira de Iguape são atendidas pela SABESP, da mesma maneira que outras regiões do litoral e da região metropolitana de São Paulo, utilizando águas superficiais na captação, que são posteriormente tratadas por processo convencional. Os pontos críticos de coleta de água diferem de acordo com a peculiaridade de cada bacia, como uso e ocupação do solo, formação geológica, etc.

Apesar de estar inserida em um estado que se caracteriza por apresentar um forte processo de urbanização e industrialização, a SABESP adota um modelo eficaz para a gestão dos recursos hídricos e a conseqüente preservação do meio ambiente em todo o Vale do Rio Ribeira de Iguape, por meio do uso de critérios de bacias hidrográficas que é aplicado a todo estado de São Paulo. A Lei Estadual nº. 7.663/91 decretou a instalação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul – CBD RB, com o objetivo de gerenciar os recursos hídricos e sua preservação na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI-11), onde se encontram 18 ETAs operadas pela SABESP e que atendem parte do consumo de água tratada da região.

No entanto, avaliações realizadas nos últimos anos nos aquíferos da região têm identificado diversas áreas críticas em termos de risco de potencial de contaminação. A CETESB constatou no ano de 1999 uma não conformidade de metais tóxicos (cobre e níquel), apesar de não relacionada às atividades mineradoras de Registro (CETESB, 1999; CETEC, 2001; Hogan, 2002). Identificou-se também uma redução da medida de condutividade, que deve estar associada a maior disponibilidade de água neste trecho. Por outro lado, a análise de coliformes fecais entre 1989 a 2000 indicou a ocorrência de lançamentos de esgotos domésticos clandestinos como o maior comprometimento das águas nessa cidade (CETESB, 2000).

Resultados do IAP (Índice de qualidade das águas para fins de abastecimento público) apontaram os rios Ribeira, Ribeira de Iguape e Juquiá como rios de qualidade boa (CETESB, 2004). No entanto, o rio Jacupiranga apresentou classificação regular, com teores elevados de alumínio, manganês, ferro e fósforo total, detectando-se toxicidade para a *Ceriodaphnia dubia* e indicando a necessidade de uma investigação mais profunda na região. Pontos de coleta no rio Ribeira de Iguape também apresentaram altas concentrações de fósforo, sendo que um ponto classificou-se como hipereutrófico.

Foi constatada também a presença de chumbo em sedimentos do rio Ribeira de Iguape, no trecho de Iporanga, com provável origem nas antigas minerações de chumbo no Estado do Paraná. Foi encontrada uma concentração elevada do elemento ($133\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), superior a PEL (probabilidade de efeito severo à biota) e mais elevada do que os resultados de contaminantes em sedimentos obtidos em 2003.

Apesar da maioria dos resultados dos testes de toxicidade indicar a ausência de substâncias tóxicas nas águas, é necessário se manter ações de monitoramento e controle, uma vez que a poluição das águas da região pode comprometer o abastecimento público de algumas cidades. Tal preocupação se justifica, por exemplo, quando se considera a carga estimada de lodos de ETA dos municípios da região lançados no Rio Ribeira de Iguape (TAB.14), que é a principal fonte de captação de água para abastecimento público da cidade de Registro. Tal constatação pode não ser tão preocupante em relação à quantidade de lodo produzido pela cidade de Iguape, cujo volume de resíduos descartado é o maior da região, mas que se encontra na foz do rio Ribeira de Iguape, junto ao oceano.

TABELA 14: Produção estimada de lodo das ETAs no Vale do Ribeira (SABESP, 2003).

Município	Vazão (Ls ⁻¹)	Coagulante	Dosagem do Coagulante	Turbidez (UT)	Produção de lodo (t)
Juquiá	42	SA	13	11	2,886
Tapiraí	18	SA	10	9	0,989
Jacupiranga	45	SA	15	13	3,622
Paiol do Meio	10	NAO	0	9	0,350
Cananéia	48	SA	13	7	2,552
Pedro de	22	SA	46	6	2,533
São Lourenço	16	SA	13	9	0,975
Miracatu	33	SA	35	6	3,075
Registro	155	SA	25	12	14,966
Juquitiba	28	SA	15	10	1,927
Sete Barras	36	AS	32	12	3,979
Pariqüera-	29	AS	52	10	4,137
Cajati	66	SA	39	10	7,703
Eldorado	23	AS	32	10	2,363
Iporanga	10	AS	17	9	0,689
Barra do	9	AS	59	7	1,305
Iguape	163	AS	26	11	15,430
Oliveira	19	NAO	0	4	0,295

*Sulfato de Alumínio.

A cidade de Registro, porém, que apresenta um volume de lodo produzido bem próximo ao produzido por Iguape, lança seus despejos *in natura* em córregos no seu entorno e que são posteriormente despejados no rio Ribeira de Iguape. O rio Ribeira de Iguape ainda percorre cerca de 40 km até desaguar no oceano, sendo utilizado como fonte de captação de água. Se tradicionalmente no Brasil a preocupação em relação aos resíduos gerados em sistemas de saneamento era anteriormente restrita às estações de tratamento de esgotos, tem havido um maior questionamento em relação aos resíduos produzidos por estações de tratamento de água (PROSAB, 1999).

O município de Registro, principal cidade do Vale do Ribeira e que tem a maior população na UGRHI-11, possui uma ETA do tipo convencional que utiliza sulfato de alumínio como coagulante e cal para correção. Apresenta a maior carga estimada de lodos de ETA da região, que é despejada *in natura* nos rios da região.

4.2 Condições ambientais

O clima é influenciado pela distribuição da chuva, das temperaturas e dos ventos, afetando o processo de decomposição das rochas e erosão do solo, além do tipo de vegetação. Todas estas variáveis apresentam um efeito direto na qualidade das águas de captação e no seu posterior tratamento por uma ETA, de modo que algumas das principais propriedades encontradas no lodo resultante dos processos de tratamento de água podem ser influenciadas diretamente pelas condições ambientais da região. Por outro lado, o impacto do descarte do lodo proveniente dos decantadores e filtros pela ETA em cursos d'água localizados no seu entorno também poderá ser influenciado pela intensidade e frequência do regime de chuvas, afetando a capacidade de acumulação e retenção destes resíduos e pelo aumento de temperatura observado durante alguns períodos em um ciclo hídrico, o que em geral pode acelerar processos bióticos e aumentar a capacidade de retenção de alguns metais (Salomons, 1995).

O clima do Vale do Ribeira pode ser classificado com características de tropical úmido, sem estação seca e com verão fresco, com uma pequena variação entre a zona litorânea e a crista da escarpa serrana, localmente denominada Serra de Paranapiacaba (Lemes, 2001).

O clima úmido da região garante uma vegetação abundante, com baixas concentrações de sólidos na água e altos teores de compostos orgânicos. A temperatura média anual encontra-se ao redor de 21,5°C e o índice pluviométrico médio anual alcança 1.750 mm, enquanto a umidade relativa do ar é normalmente ao redor de 70%. No caso específico da cidade de Registro, a temperatura média anual em 2004 alcançou 22,7°C enquanto a precipitação média no mesmo período atingiu 115,2 mm (CIAGRO, 2005).

Na TAB.15 é apresentada uma resenha das condições meteorológicas da cidade de Registro no período entre novembro de 2003 e fevereiro de 2005. Analisando-se o nível de precipitação média mensal, é evidente a identificação da temporada de chuvas entre os meses de novembro e fevereiro, além do período de estiagem entre agosto e setembro.

TABELA 15 – Resenha das condições ambientais da cidade de Registro, no período de Nov./2003 até Fev./2005 (CIAGRO, 2005).

Período (Mês)	Temperatura Máxima Absoluta (°C)	Temperatura Mínima Absoluta (°C)	Temperatura Máxima Mensal (°C)	Temperatura Mínima Mensal (°C)	Temperatura Média (°C)	Precipitação (mm)	Dias
							De Chuva
Ano de 2003							
novembro	40,4	12,8	28,7	18,9	23,8	118,6	12
dezembro	39,3	14,6	29,9	20,7	25,3	123,4	15
Ano de 2004							
janeiro	36,6	16,5	27,7	20,4	24	408,4	16
fevereiro	35,6	17,6	30,2	20,2	25,2	200,8	17
março	35	15,6	28,7	19,6	24,2	152,9	16
abril	34,4	15,2	28,7	19,9	24,3	77,9	13
maio	29,5	7,4	23,6	15,6	19,6	78,8	14
junho	28,4	5	23	14,7	18,9	43,1	7
julho	31,5	9,4	22,3	14	18,2	120,7	14
agosto	34,3	6,8	24,9	13,6	19,3	6,3	7
setembro	38,8	12,5	27,2	17,7	22,4	18,1	7
outubro	32,5	9,4	26,1	16,7	21,4	142,3	12
novembro	35,3	14,4	27,7	19,3	23,5	142,4	15
dezembro	35,2	15,5	28,5	19,9	24,2	351,8	22
Ano de 2005							
janeiro	37,2	18,5	28,9	21,6	25,2	428,6	20
fevereiro	35,1	16,6	29,9	20,3	25,1	106,8	13

O período de chuvas na região é caracterizado por provocar o transbordamento de rios e córregos, em especial da própria cidade de Registro, com conseqüentes transtornos à população ribeirinha, seja na área urbana ou rural (FIG.6 a 9). A Bacia Hidrográfica do Ribeira possui características peculiares em relação à possibilidade de ocorrência de cheias. As condições climáticas da região são altamente favoráveis à ocorrência de chuvas do tipo frontal, de grande intensidade e duração, que tendem a produzir grandes volumes de deflúvio superficial.



FIGURA 6



FIGURA 7



FIGURA 8



FIGURA 9

FIGURAS 6 a 9 – Representação fotográfica do período de cheia do rio Ribeira de Iguape, observado na região urbana (FIG.6 e 7) e rural (FIG.8 e 9). Ao fundo, na FIG.9, observa-se a estação de captação de água de ETA de Registro, às margens do rio Ribeira de Iguape.

As características geomorfológicas da bacia também favorecem a ocorrência de grandes cheias. No trecho superior e médio, o rio Ribeira e seus afluentes correm por vales encaixados, com uma declividade média muito elevada.



FIGURA 10



FIGURA 11



FIGURA 12



FIGURA 13

FIGURAS 10 a 13 – Variação observada no ano de 2003 nos mesmos locais no Ribeirão de Registro (FIG.10 e 11) e no rio Sem Nome (FIG.12 e 13), na cidade de Registro, nos períodos de estiagem e chuvas, respectivamente.

No curso inferior, à jusante de Eldorado e após receber a contribuição do rio Juquiá, o rio Ribeira do Iguape apresenta-se como um rio típico de planície, recortando terrenos alagadiços de baixada, com declividade praticamente nula. A superposição desses dois fatores constitui a causa básica das cheias de grande magnitude, tanto em termos de vazão de pico como de volume. O trecho inferior da bacia é o que sofre as maiores conseqüências, em virtude das características geomorfológicas citadas.

Embora o índice pluviométrico seja menor nas outras estações do ano, também podem ser observados transbordamentos no rio Ribeira de Iguape no período de julho a agosto de 2004. As cheias do Ribeira de Iguape geram grandes impactos, com prejuízos com a inundação de habitações, estabelecimentos comerciais, e perda da produção agrícola, com graves conseqüências econômicas e sociais (DAEE, 1998). Córregos e pequenos rios que percorrem tanto a área rural quanto à área urbana são também passíveis de inundações.

5 PARTE EXPERIMENTAL

5.1 Materiais e métodos

5.1.1. Equipamentos e materiais

- Espectrômetro de emissão óptica com fonte de plasma de argônio induzido (ICP-OES), Espectro Flame M 120, Spectro Analytical Instruments; equipado com uma tocha axial, nebulizador concêntrico Meinhard e câmara de spray tipo Scott;
- Espectrômetro de Fluorescência de Raios X por Dispersão de Comprimento de Onda, Modelo RIX 3000, Rigaku;
- Espectrômetro de Absorção Atômica (forno de grafita) - Perkin Elmer Analyst 800;
- Centrífuga Fanen - modelo 240;
- Sistema digestor por microondas, Provecto Analytical – DGT – 100 Plus;
- Agitador mecânico horizontal, Ética – modelo 340;
- Potenciômetro de Campo, Digimed – modelo 330;
- Sistema de purificador de água Easypure RF, Barnstead;
- Sistema de filtração de soluções em membrana a vácuo, Sartorius;
- Membrana 47 mm (0,45 μ m), Millipore;
- Balança analítica - Micronal BG 400;
- Estufa Fanen;
- Micropipetas (Finnpipette Labsystems);
- Frascos de polietileno diversas capacidades e vidraria em geral.

5.1.2 Reagentes e soluções

Todos os ácidos utilizados foram de grau analítico (Merck, Baker ou similar). As soluções padrão multi-elementares, contendo os elementos-traço utilizados (com o propósito de padronização do método) nas análises do ICP-OES, foram preparadas em meio 5% (v/v) HNO₃, de acordo com soluções padrão de referência com certificado de pureza (Merck) com concentração certificada de 1.000 mg.L⁻¹.

As soluções padrão multi-elementares foram preparadas a partir dos seguintes analitos: Alumínio (Al), Bário (Ba), Boro (B), Cádmio (Cd), Cálcio (Ca), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Estrôncio (Sr), Fósforo (P), Ferro (Fe), Magnésio (Mg), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo), Níquel (Ni), Potássio (K), Prata (Ag), Sódio (Na), Vanádio (V) e Zinco (Zn). As calibrações foram executadas com a diluição das soluções multi-elementares para concentrações apropriadas e todos os reagentes usados foram de grau analítico.

5.1.3 Determinação de metais e elementos traço por ICP-OES

As determinações dos analitos foram realizadas utilizando-se a espectrometria de emissão óptica com fonte de plasma de argônio induzido (ICP-OES). Esta técnica é amplamente utilizada para análises ambientais (Charles & Fredeen, 1997), por ser uma técnica multielementar que permite a determinação simultânea de seus constituintes maiores, menores e traço.

Foram elaborados programas analíticos para a determinação de todos os elementos de interesse. Foram escolhidas as linhas de emissão para cada elemento, levando-se também em conta possíveis interferências do efeito da matriz (Schramel, 1988; Lemes, 2001). Os principais parâmetros operacionais estão listados na TAB.16.

O método da curva analítica foi utilizado na determinação dos elementos por meio do uso de soluções padrão multi-elementares diluídas em solução de ácido nítrico a 2%, a partir de soluções originais de 1000 mg.L^{-1} . As curvas analíticas obtidas são representadas pela equação da reta ou regressão linear, e a concentração de cada analito é dada pela equação (6) (Charles & Fredeen, 1997; Santos, 1999):

$$\text{Concentração do analito (mg.L}^{-1}\text{)} = A_0 + A_1 \cdot I_r \quad (6)$$

onde: A_0 = coeficiente linear;

A_1 = coeficiente angular da regressão;

I_r = intensidade relativa da emissão do analito.

TABELA 16. Condições de operação do sistema (ICP-OES).

Parâmetros Instrumentais	Condições
Potência Incidente do Plasma	1, 2 kW
Gás refrigerante (Ar)	28 L.min. ⁻¹
Vazão do gás do plasma (Ar)	7,0 L.min. ⁻¹
Vazão do gás auxiliar (Ar)	15 L.min. ⁻¹
Fluxo de amostra	2,0 mL.min. ⁻¹
Tempo de pré-fluxo	40 s

As linhas selecionadas para as medidas, bem como os parâmetros para as curvas analíticas estão listados na TAB.17.

De acordo com Thompson (1987), o limite de quantificação instrumental é definido como a menor concentração do analito que pode ser determinada com um nível aceitável de precisão e veracidade. Na prática, equivale ao padrão de calibração de menor concentração, excluindo o branco. A determinação do limite de detecção instrumental calculado pelo *software* geralmente é muito “otimista” quando comparado com o limite de detecção prático.

Para maior segurança, foram usados limites de quantificação que diferem de 2 a 5 vezes do limite de detecção instrumental (Thompson, 1987; SPECTRO, 1999).

TABELA 17. Linhas de emissão, intervalo de linearidade e limite de quantificação dos elementos analisados para a determinação por ICP- OES das amostras de águas superficiais e sedimentos de coletas dos cursos d'água receptores do lodo da ETA.

Analito	Águas Superficiais			Sedimentos		
	L. E. (nm)	I. L. (mg.L ⁻¹)	L. Q. (mg.L ⁻¹)	L. E. (nm)	I. L. (mg.L ⁻¹)	L. Q. (mg.L ⁻¹)
Ag	328,068	0,003 - 6	0,003	-	-	-
Al	167,083	0,0005 - 1,2	0,0005	256,798	0,086 - 120	0,086
B	249,773	0,004 - 1,2	0,004	-	-	-
Ba	455,403	0,00003 - 12	0,00003	455,403	0,0004 - 24	0,0004
Ca	315,887	0,006 - 12	0,006	370,603	0,022 - 120	0,022
Cd	228,802	0,0001 - 1,2	0,0001	228,802	0,0002 - 1,2	0,0002
Co	231,498	0,005 - 12	0,005	238,636	0,003 - 12	0,003
Cr	267,716	0,0004 - 1,2	0,0004	267,716	0,001 - 1,2	0,001
Cu	324,754	0,003 - 1,2	0,003	327,396	0,001 - 12	0,001
Fe	261,187	0,006 - 1,2	0,006	273,074	0,109 - 120	0,109
K	766,491	0,0001 - 12	0,0001	766,491	0,002 - 60	0,002
Mg	383,826	0,006 - 12	0,006	279,079	0,007 - 60	0,007
Mn	257,610	0,0001 - 1,2	0,0001	280,106	0,003 - 60	0,003
Mo	202,030	0,002 - 1,2	0,002	386,411	0,012 - 6	0,012
Na	589,592	0,002 - 24	0,002	589,592	0,046 - 60	0,046
Ni	231,604	0,002 - 1,2	0,002	341,476	0,010 - 1,2	0,010
P	177,5 00	0,004 - 12	0,004	177,5 00	0,003 - 12	0,003
Pb	*	*	*	220,353	0,007 - 12	0,007
Sb	-	-	-	-	-	-
Si	-	-	-	212,412	0,166 - 12	0,166
Sn	283,999	0,020 - 1,2	0,020	283,999	0,0012 - 6	0,001
V	290,882	0,007 - 1,2	0,007	290,882	0,006 - 6	0,006
Zn	213,856	0,0001 - 1,2	0,0001	334,502	0,019 - 30	0,019

L.E. - Linha de Emissão (λ - nm).

I.L.: Intervalo de Linearidade (mg.L⁻¹).

LQ: Limite de Quantificação (mg.L⁻¹).

5.1.4 Validação da metodologia

O controle de qualidade analítico baseou-se em análises diárias de soluções padrão e análise em triplicata das amostras. A validação da metodologia analítica foi efetuada pela análise de material de referência certificado NIST (National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MA, USA): SRM 1643c (Trace Elements in Water), para a análise de água e padrão de sedimento NIST SRM 2704 (Buffalo River Sediment), para avaliação do procedimento de lixiviação em sedimentos (Cotrim, 2004, 2005).

Uma comparação entre os valores certificados e os determinados para os materiais de referência analisados em águas superficiais é apresentada na TAB.18, mostrando a reprodutibilidade da metodologia aplicada.

TABELA 18 – Reprodutibilidade, precisão e desvio padrão relativo para a análise do material de referência SRM-1643c, por ICP-OES. (Cotrim, 2004, 2005).

Elemento	Valor Certificado (mg.L ⁻¹)	Valor Obtido (mg.L ⁻¹)	Desvio padrão relativo (%)	Recuperação (%)
Al	114,6	114	0,9	99,9
Ba	49,6	37,9	0,5	76,4
Ca	36.800	37.500	0,5	102
Cd	12,2	13,3	1,5	109
Co	23,5	23	4,3	97,8
Cr	22,3	20	5	88,8
Cu	19,0	17	12	89,3
Fe	106,9	100	2	93,8
Mg	9.400	8.700	0,5	92,7
Mn	35,1	36	2,8	103
Ni	60,6	53	4	88,2
Zn	73,9	72	1,4	97,9

5.2 Reconhecimento da Área

5.2.1 Análise das condições climáticas

A análise das condições climáticas da região foi realizada avaliando-se o banco de dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológica (CIIAGRO), na resenha agrometeorológica, no item lista consulta por Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (CIIAGRO, 2005). O CIIAGRO foi criado em 1998 com a finalidade de operacionalizar e disponibilizar informações e aconselhamento às atividades agrícolas com base nos parâmetros agrometeorológicos e previsão do tempo. Dados como temperatura e precipitação acumulada são coletados duas vezes por semana. Para este trabalho, foram consultados os dados do município de Registro.

O período de monitoramento correspondeu inicialmente ao período de chuvas, abrangendo posteriormente a toda estação de chuvas e de estiagem, de novembro de 2003 a agosto de 2004. Foram avaliados os parâmetros de pluviosidade e temperatura média da região, bem como a turbidez da água de captação. Estes últimos resultados foram relacionados com a quantidade média de coagulante utilizado pela ETA e com os resultados obtidos nas análises do lodo recolhido nos tanques de decantação.

5.2.2. Caracterização do sistema de tratamento de água

A caracterização física e operacional da ETA de Registro foi realizada por meio de visitas técnicas e do levantamento de informações a partir do banco de dados diários do acervo da própria ETA. Informações sobre os valores de vazão, consumo dos produtos químicos, dados operacionais e características da água foram obtidas junto ao Departamento Técnico e Controle Sanitário da Unidade de Negócio do Vale do Ribeira, da Companhia de Saneamento Básico de São Paulo - SABESP.

O sistema de tratamento de água de Registro opera com uma capacidade nominal de 155 a 180 L.s⁻¹. Foi projetado com 2 módulos, cada um contendo um decantador, 4 filtros e 2 floculadores hidráulicos. Depois da captação, é adicionado sulfato de alumínio à água, passando pelo tanque de coagulação e posteriormente pela floculação.

Após estes tanques, a água segue para o decantador onde as partículas sólidas decantam e a água clarificada passa para a fase de filtração. Em seguida, esta água segue para a câmara de contato com a adição de ácido fluorsilícico, onde finalmente se encontra em condições de ser distribuída para a população. Na TAB.19 é apresentado um resumo identificando informações sobre a área de captação, as características da ETA e do Corpo Receptor dos efluentes, além da sua localização geográfica.

TABELA 19. Caracterização da Área de Estudo: ETA, ETE, captações, corpo receptor e observações relevantes. (Fonte: Laboratório de Controle Sanitário da SABESP, Registro).

Município Código Controle Sanitário SABESP	População Total / Urbana (Hab)¹	Informações sobre Captação e Características da ETA e do Corpo Receptor de Resíduos e Localização dos pontos (GPS)²	Características das ETEs e Corpos Receptores efluentes
Registro LR – 001	53.505 hab 42.853 hab	Captação: Rio Ribeira de Iguape. S: 24° 28' 24,5" O: 47° 50' 36,2" ETA convencional, 188 l/s Início de Operação: 1994 S: 24° 29' 05,5" O: 47° 50' 58,9" Índice de atendimento atual: Água de abastecimento – 100% Coleta de esgoto – 71% Tratamento de esgoto – 98% Corpo receptor do Lodo de ETA e resíduos de lavagem dos filtros: Rio Sem Nome (Município de Registro)	ETE: Lagoa Anaeróbia em série com Lagoa Facultativa Índice de atendimento atual: Coleta de esgoto – 71% Tratamento de esgoto – 98% Corpo receptor do efluente da ETE: Rio Ribeira de Iguape (Município de Registro)

Fonte: SABESP- Unidade de Negócio Vale do Ribeira; CETESB. ⁽¹⁾

GPS: Global Positioning System (Latitude S- Sul, Longitude O – Oeste)⁽²⁾.

A limpeza dos decantadores é realizada periodicamente em intervalos de tempo de aproximadamente 30 dias. O processo utiliza remoção descontínua de lodo e limpeza manual. As comportas de entrada da água decantada são fechadas e as adufas de fundo são abertas para a remoção do material retido no tanque. O lodo é lançado no rio denominado “Sem Nome” por meio de uma tubulação de 5 m de diâmetro em concreto armado, com cerca de 200 m de comprimento. Este rio recebe como afluente o Ribeirão de Registro que

deságua no Rio Ribeira de Iguape. A operação de limpeza dos decantadores leva em média 4 horas, auxiliada com jatos de água sob pressão e resultando em uma vazão de cerca de 100 L.s^{-1} . Como o lodo é descartado com uma periodicidade de uma vez por mês, este fato definiu o período de coleta.

5.3 Caracterização das variáveis físico-químicas

5.3.1 Caracterização do lodo da ETA

A caracterização das variáveis físico-químicas do lodo foi executada nas amostras recolhidas nos decantadores da estação de tratamento de água e nos sistemas de filtração. Neste estudo foram avaliados os parâmetros físico-químicos como pH, alcalinidade, cor, turbidez, densidade, sólidos sedimentáveis, sólidos totais, fixos e voláteis, metais, macro e micro-constituintes (APHA, 1995). Foi determinada a estabilidade do lodo frente a agentes agressivos, visando biodisponibilidade dos metais. Foram estudados processos de lixiviação em meio levemente ácido, visando conhecer a estabilidade dos flocos de resíduos e verificando que fração deste poderia estar disponível ao ambiente aquático.

Os lodos provenientes dos decantadores foram caracterizados levando-se em conta a sua composição básica. O lodo foi caracterizado após uma amostragem composta realizada no fundo dos decantadores e que consiste na coleta pontual de pequena quantidade do lodo, dividindo-se a área total do fundo do tanque de decantação de 1 em 1 m^2 . Cada amostra coletada foi acondicionada em um tambor e homogeneizada, sendo deste retirada uma amostra de 2 litros. Nas FIG.14 e 15 são apresentadas as etapas de coleta do lodo, realizada em um dos dois tanques de decantação da ETA.

Quanto à periodicidade de amostragens, foram realizadas quatro coletas entre o período de novembro de 2003 e setembro de 2004, sendo a primeira de caráter preliminar. As coletas tiveram o objetivo de avaliar possíveis alterações na composição do lodo nas diferentes estações de seca e chuva (Schmitt, 1975; Lemes, 2001). Após as coletas, as amostras foram filtradas, secas a temperatura de $55\text{-}65^\circ\text{C}$ e peneiradas (granulometria $< 63 \mu\text{m}$).



FIGURAS 14 e 15 - Coleta de amostras de lodo de ETA no tanque de decantação, seguido de homogeneização para amostra representativa.

As caracterizações química e geomorfológica das amostras foram realizadas utilizando as técnicas de fluorescência de raios X (FRX), difração de raios X (DRX) e microscopia eletrônica de varredura (MEV). Uma análise química semi-quantitativa foi realizada em uma amostra de lodo previamente calcinada a 900°C, utilizando-se espectrometria de fluorescência de raios X. A validação da metodologia utilizando a técnica de FRX foi efetuada pela análise de material de referência RM2704, de acordo com a TAB.20.

A determinação da concentração do teor total de metais presentes no lodo, tanto por meio da técnica de FRX quanto por DRX, podem não corresponder necessariamente à porção mais disponível desses metais para incorporação à biota (biodisponibilidade). Metais tóxicos podem estar encapsulados em estruturas de quartzo ou outros minerais quimicamente inertes. A determinação de metais associados às frações dissolvidas geralmente fornece mais informação para se estimar prováveis efeitos tóxicos desses elementos (Fizman, 1984). Neste sentido, técnicas de extração para a determinação do teor total e parcial de metais foram conduzidas utilizando-se métodos EPA (USEPA, 1996).

TABELA 20 – Teores certificados e determinados por Espectrometria de Fluorescência de Raios X por dispersão de comprimento de onda para o material de referência CRM-2704 – Buffalo River Sediment (NIST) (Scapin, 2003).

Elemento %	Concentração (%)		
	Valor Certificado ($x_{cert} \pm \sigma_{cert}$)	Valor Determinado ($\bar{x}_{det} \pm \sigma_{det}$)	c.v (%)
SiO ₂	62,21±0,13	62,8±0,2	0,95
TiO ₂	0,76±0,02	0,79±0,01	3,9
Al ₂ O ₃	11,5±0,2	11,48±0,04	0,52
Fe ₂ O ₃	5,9±0,1	5,87±0,07	0,2
MnO	0,07±0,01	0,073±0,005	4,3
MgO	1,99±0,02	1,93±0,03	3,0
CaO	3,64±0,03	3,82±0,03	4,9
Na ₂ O	1,44±0,01	1,50±0,01	4,2
K ₂ O	1,66±0,04	1,59±0,01	4,2
P ₂ O ₅	0,23±0,03	0,235±0,005	2,2

$x_{cert} \pm \sigma_{cert}$: média e desvio padrão (valores certificados).

$\bar{x}_{det} \pm \sigma_{det}$: média e o desvio padrão (valores determinados).

c.v: coeficiente de variação.

Para a caracterização química do lodo foi utilizada como ferramenta analítica, a técnica de espectrometria de emissão com fonte de plasma induzido (Spectroflame, M 120), com sistema de nebulizador ultrassônico. As amostras de lodo foram previamente secas, peneiradas e subdivididas em três frações para a determinação da concentração total, parcial e lixiviável dos metais e demais constituintes. Foram adotados os métodos EPA SW 846-3052, para a digestão total e SW 846-3051-A, para a digestão parcial.

Os métodos consistem na utilização de meios distintos de digestão ácida em forno microondas (sistema fechado) para matrizes orgânicas (digestão parcial) e matrizes orgânicas e silicosas (digestão total). O método EPA 3052 corresponde à digestão total da amostra, com uma mistura HNO₃/HF. O método EPA 3051 consiste em usar uma mistura do ácido nítrico (HNO₃) e ácido clorídrico (HCl), avaliando-se metais associados às fases inorgânicas e orgânicas, porém com um ataque mínimo à fração silicato. O HNO₃ promove uma destruição completa dos compostos orgânicos (Kingston, 1997; Lemes, 2001) e causa um menor efeito de matriz nas técnicas espectrométricas.

A fração de elementos lixiviáveis foi obtida em HCl 0,1M, utilizando agitação mecânica de 0,3 g de amostra, por 2 horas a 150 RPM e com 50 mL de solução de HCl 0,1M, seguido de filtração em papel Whatman nº. 42 e acondicionamento em frascos plásticos apropriados (Gatti, 1997; Lemes, 2001; Katsuoka, 2001). Este processo permite liberar elementos associados com as frações trocáveis, carbonatos, óxidos de ferro e manganês, além de matéria orgânica (Rauret, 1998).

5.3.2 Caracterização físico-química da água no sistema de tratamento e no processo de descarte do lodo

A caracterização das variáveis físico-químicas da água foi realizada em todo o processo de tratamento, avaliando-se a ocorrência de metais solúveis na água e estabelecendo-se um perfil da ETA no dia da lavagem do decantador e do descarte do lodo. Foram coletadas amostras na área de captação (rio Ribeira de Iguape), na entrada da água no sistema, no tanque de floculação e no tanque de decantação, conforme mostrado na TAB.21.

O processo de despejo do lodo da ETA também foi monitorado, coletando-se amostras de hora em hora, num total de dez amostras, na saída do cano de descarte do lodo da ETA, às margens do rio Sem Nome. A primeira amostra foi coletada no momento inicial da abertura das válvulas de saída do decantador, isto é, quando se inicia o processo de descarte. Os parâmetros avaliados neste estudo estão descritos na TAB.22. Essas variáveis foram selecionadas levando-se em conta a Resolução 357/2005, a Portaria 8648 e a Portaria 518.

TABELA 21 - Identificação dos pontos de coleta.

Denominação	Local
ETA 1 - Água bruta	Captação do Rio Ribeira de Iguape
ETA 2 - Água bruta	Ramificação da adutora
ETA 3 - Água coagulada	Tanque de floculação
ETA 4 - Água decantada	Tanque de decantação

TABELA 22. – Parâmetros para a avaliação das amostras de efluentes da ETA (APHA/AWWA/WEF 1998).

PARÂMETROS	MÉTODO	EQUIPAMENTO
pH	Eletrométrico	pHmetro, Dm 20, Digimed
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro, B 250, Micronal
Metais e elementos - traço Na, Mg, Ca, P, K, Fe, Al, Mn, Ba, Co, B, V, Cr, Ni, Cu, Zn, Mo, Pb, Ag, Cd	Espectrométrico	ICP-OES, SpectroFlame AAS, Perkin Elmer

Também foram coletadas amostras de água superficial do curso d'água receptor por meio do uso de dragas, a 50 m e 300 m do local de descarte nos pontos denominados P2 e P4, respectivamente, onde foram determinados os teores de sólidos totais, pH, turbidez e a concentração dos metais presentes a cada hora a partir do despejo. Este estudo foi realizado com a finalidade de se verificar a dinâmica da dispersão do efluente da ETA, ao longo do curso d'água receptor.

5.3.3 Caracterização da qualidade da água e do sedimento

Todo programa de monitoramento ambiental deve identificar as condições existentes em um meio e sua variação num dado período de tempo, com o objetivo de se obter um cenário real da condição da qualidade dos recursos naturais. São várias as considerações envolvendo a seleção das posições dos pontos de coleta ao longo do rio. Por exemplo, a localização de pontos no qual a qualidade da água é de interesse para a potabilidade, pontos que recebem água de um efluente, pontos que recebem contribuição de um afluente, pontos que recebem grande quantidade de efluentes industriais ou domésticos, pontos que tenham representatividade da bacia ou da maioria dos bairros residenciais por onde atravessa, etc. É essencial planejar o tempo de amostragem de modo a observar a variabilidade temporal, como períodos de estiagem, períodos chuvosos, atividades industriais ou agrícolas aceleradas em determinadas épocas do ano.

A partir dessas informações, foram realizados inicialmente um reconhecimento dos corpos d'água existentes na região do entorno da ETA, com o objetivo de se obter um cenário real da condição da qualidade dos recursos hídricos. Esta avaliação inicial permitiu definir uma representatividade na escolha dos pontos de amostragem e dos parâmetros selecionados, incluindo aqueles que indicassem o estado físico e a composição química da água, além dos complementares que seriam indicativos de poluição. Além da necessidade de se conhecer a composição físico-química natural da água, deve-se também levar em consideração as substâncias incorporadas pelo lodo de ETA ao ambiente e as eventuais ações sinérgicas entre elas (Reis, 2004; Reis, 2005).

Foram coletadas amostras de água superficial e de sedimento, em pontos distintos do curso d'água receptor (Rio Sem Nome e Rio Ribeira de Iguape), a montante e a jusante do ponto de descarte do efluente. Os parâmetros avaliados neste estudo estão descritos na TAB.23. Essas variáveis para análise de águas superficiais foram selecionadas levando-se em conta a legislação Federal Resolução 357/2005; a Portaria 8648, parâmetros recomendados pelos órgãos ambientais (CETESB, 2005), o Índice de Preservação da Vida Aquática (IVA), o Índice de Parâmetros Mínimos para a preservação da vida aquática (IPMCA) e o Índice de Estado Trófico (IET).

TABELA 23 - Principais parâmetros para qualidade de águas (CETESB, 2005).

Temperatura da Amostra	Oxigênio Dissolvido (OD)	Cobalto
Temperatura do Ar	Potássio	Boro
Turbidez	Cálcio	Alumínio
Alcalinidade	Magnésio	Vanádio
Dureza	Fósforo	Cromo
pH	Sódio	Manganês
Condutividade Específica	Chumbo	Níquel
Sólidos Sedimentáveis	Cádmio	Zinco
Sólidos Totais	Molibdênio	Prata
Sólidos Totais Fixos	Cobre	Estanho
Sólidos Totais Voláteis	Ferro	Bário

A caracterização das variáveis físicas (pH) e químicas (elementos majoritários e elementos-traço) da água e do sedimento e suas respectivas frações foram realizadas em seis estações de coleta, conforme representação esquemática descrita na FIG.16.

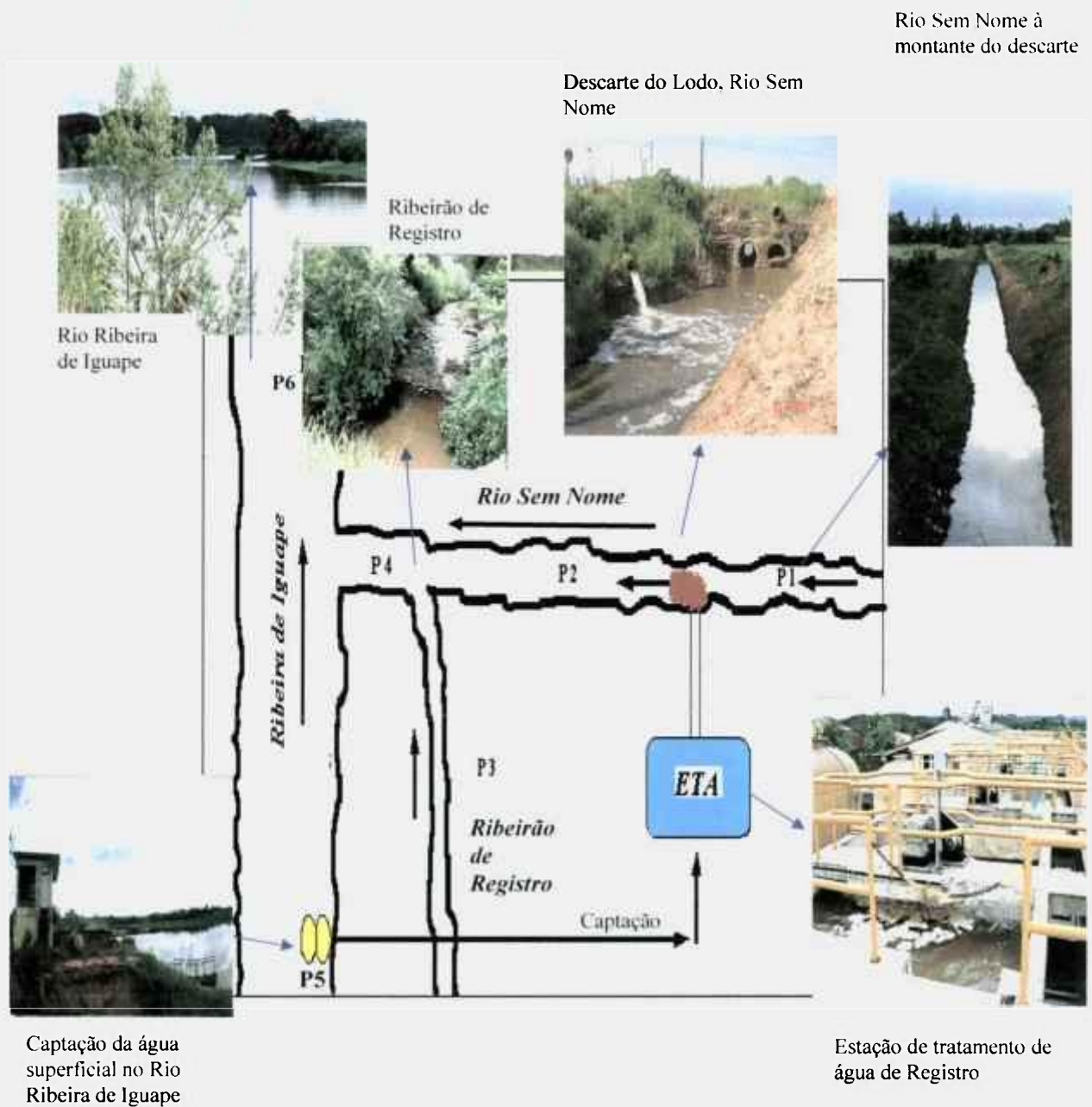


FIGURA 16 - Localização dos pontos de coleta – Bacia Hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, rio Sem Nome, Registro, SP.

Quanto à periodicidade de amostragens, foram realizadas coletas a cada 30 dias, referente ao período de limpeza do decantador e com um intervalo de coleta de 24h anterior e posterior ao descarte do lodo. As coletas foram feitas no período de dezembro de 2003 a agosto de 2004, totalizando 18 conjuntos de coleta. Com a finalidade de facilitar a identificação, as estações de amostragem foram relacionadas por convenções, conforme apresentado na TAB.24.

Como esquematizado na FIG.16, o lodo da ETA é despejado por gravidade em um pequeno córrego (rio Sem Nome), a 200 m da estação de tratamento de água. Este córrego percorre aproximadamente 3 km a montante do ponto de descarte, cruzando um bairro periférico de Registro, o qual é o responsável por grande parte do despejo de esgoto *in natura*. Foram definidos o ponto P1, a montante do despejo do lodo e o ponto P2, 50 m a jusante do ponto da descarga do lodo. O fato de haver um ribeirão afluente do córrego estudado (Ribeirão de Registro) antes do seu deságüe no rio Ribeira de Iguape, resultou em mais dois locais de coleta, correspondentes à montante (P3) e a jusante (P4) da contribuição deste outro ribeirão. Foram também definidos mais dois pontos no Rio Ribeira de Iguape, os pontos P5 e P6. O ponto P5 corresponde à captação de água para a ETA e o ponto P6 localiza-se à montante da foz do rio Sem Nome.

TABELA 24 – Caracterização e localização dos pontos de coleta (água superficial e sedimento de fundo).

IDENTIFICAÇÃO	RIO	PONTO DE COLETA	LOCALIZAÇÃO (GPS)
P1	Sem Nome	Montante do Despejo da ETA	23J 0210965 – UTM 7288656
P2	Sem Nome	Jusante do Despejo da ETA	23J 0211321 – UTM 7289062
P3	Ribeirão de Registro	Montante – Contribuição do Ribeirão de Registro ao Rio Sem Nome	23J 0211555 – UTM 7289604
P4	Sem Nome	Jusante – Contribuição do Ribeirão de Registro ao Rio Sem Nome	23J 0212157 – UTM 7289417
P5	Ribeira de Iguape	Montante – Contribuição do Rio Sem Nome ao Ribeira de Iguape	23J 0211444 – UTM 7290512
P6	Ribeira de Iguape	Jusante – Contribuição do Rio Sem Nome ao Ribeira de Iguape	23J 0212148 – UTM 7289083

GPS: Global Positioning System.

As estações de amostragem foram demarcadas nos cursos d'água de acordo com localização da fonte poluidora em relação à montante desta, para se determinar as características naturais da área e à jusante, com o objetivo de avaliar o potencial de comprometimento dos despejos da ETA. Na TAB.25 estão relacionados os parâmetros e metodologias utilizadas para a avaliação das amostras. As coletas das amostras foram realizadas conforme recomendação do guia de coletas da CETESB (1991) e do *Standard Methods* (2004), considerando o tipo de frasco para cada parâmetro, volume necessário para análise, preservação de amostra e prazo para a realização da análise de cada parâmetro. O procedimento utilizado para a preservação de amostras de água foi sob refrigeração à temperatura de 4°C. Para a determinação de metais, as amostras foram filtradas e preservadas com a adição de solução de HNO₃ 1:1 até pH <2. As amostras de água bruta foram coletadas a aproximadamente 10 cm da superfície em frascos de polietileno. As amostras de sedimento foram coletadas em aproximadamente 30-50 cm de profundidade utilizando-se uma draga do tipo Ekman-Birge, com área igual a 22,5 cm². Em alguns casos, devido à dificuldade de coleta, utilizou-se de um coletor de cereal ou uma enxada.

Alguns parâmetros como a temperatura do ar e das amostras de água e o teor de oxigênio dissolvido (OD) foram medidos em campo, nas próprias estações de amostragem. A sonda utilizada para medidas de OD e temperatura foi imersa a uma profundidade aproximada de 15 cm abaixo da superfície, enchendo-a completamente para evitar a entrada de bolhas de ar e deixado por alguns minutos até estabilização das leituras. Nos laboratórios de controle Sanitário da SABESP de Registro foram analisados outros parâmetros físico-químicos como turbidez, pH, condutividade e alcalinidade. Em seguida, as amostras foram encaminhadas para os laboratórios do IPEN, onde foram analisados os demais parâmetros. As amostras de água bruta foram previamente filtradas e acidificadas e os metais ou elementos de interesse (Al, Ba, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Zn, K, Mo, B, V, Ag e Sn) foram determinados por espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES). A determinação dos metais nas amostras de sedimento foi realizada por meio de lixiviação dos metais presentes, utilizando-se do mesmo procedimento para as amostras de lodo recolhidas dos decantadores. Os resultados obtidos foram analisados utilizando-se o programa estatístico Statistica (Statsoft, 1998).

TABELA 25 – Parâmetros para a avaliação das amostras de água superficial (APHA/AWWA/WEF 1998).

PARÂMETRO	MÉTODO	EQUIPAMENTO
pH	Eletrométrico	pHmetro , Dm 20, Digimed
OD	Eletrométrico	Oxímetro, Dm 2, Digimed
Condutividade	Eletrométrico	Condutivímetro, Dm 3, Digimed
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro, B 250, Micronal
Alcalinidade	Volumétrico	Bureta (50 mL)
Sólidos sedimentáveis	Cone Imhoff (1000 mL)	Cone Graduado (1000 mL)
Dureza	Volumétrico (EDTA)	Bureta (50 mL)
Metais e elementos - traço Na, Mg, Ca, P, K, Fe, Al, Mn, Ba, Co, B, V, Cr, Ni, Cu, Zn, Mo, Pb, Ag , Cd	Espectrométrico	ICP-OES, Spectroflame. AAS, Perkin Elmer
Série de sólidos Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF) Sólidos Totais Voláteis (STV)	Gravimétrico Gravimétrico Gravimétrico	Estufa Mufla Estufa/Mufla

Uma análise complementar do sedimento foi realizada utilizando a avaliação dos organismos bentônicos. O procedimento de coleta e as análises foram realizados de acordo com Brandimarte (1998), onde o sedimento coletado para a análise da macrofauna bentônica foi devidamente lavado (peneira 250 μ m) em seguida flotado em solução de cloreto de sódio. O sobrenadante e restos de substratos foram preservados em solução de formol 4% e os organismos foram identificados em nível de família.

5.3.4 Cálculo da vazão dos cursos d'água receptores do lodo da ETA

Foram medidas as vazões dos rios relacionados ao estudo, de forma a se avaliar o comprometimento da qualidade dos rios à jusante da ETA de Registro em consequência do recebimento da carga poluidora, além da contribuição do curso d'água diretamente receptor do descarte da ETA para as águas do Rio Ribeira de Iguape.

Em situações onde se constate um impacto ambiental e com base nas medidas de descarga líquida realizada nos cursos d'água, pode-se também determinar a relação da cota em função da descarga, determinando-se a descarga líquida correspondente para cada cota ou nível d'água no ponto em estudo. A importância da medida de vazão durante uma programação de monitoramento é pelo fato de se poder com isso determinar o impacto da carga poluente no corpo d'água receptor.

Para a determinação da vazão média do rio Sem Nome foi escolhido um trecho do rio com seção uniforme. Em função de atividades de limpeza mantida pela prefeitura municipal de Registro, o rio apresenta um percurso retificado próximo à ETA (FIG.17), facilitando as atividades de medidas de vazão. As medidas foram executadas por dois meses seguidos em um período próximo à estiagem, de forma que a vazão medida não fosse influenciada por precipitações variáveis. Foram realizadas medições nos meses de abril e maio de 2004.



FIGURA 17 – Seção do rio Sem Nome próximo à ETA de Registro.

A largura do rio foi medida em metros, esticando-se uma corda entre as duas margens do rio. A largura média encontrada foi de 0,4 m. A profundidade do rio foi calculada medindo-se em cinco locais diferentes, calculando-se a profundidade média. O valor médio encontrado para os dois meses foi de 0,55 m. A seguir, foi calculada a área (A) da seção do rio em metros quadrados, conforme a equação (7):

$$A = 0,55 \text{ m} \times 0,4 \text{ m} = 0,22 \text{ m}^2 \quad (7)$$

A velocidade do rio foi medida utilizando-se um frasco plástico preenchido com água pela metade e que flutuasse livremente. Mediu-se o tempo necessário (em segundos) para o frasco percorrer certa distância definida entre dois pontos no rio. O tempo para o frasco percorrer uma distância de 4m foi, em média, de 16 segundos. A velocidade média obtida foi de 0,25 metros por segundo. A vazão do rio (Q) foi calculada aplicando-se a equação (8) (Sperling, 1996):

$$Q = v \cdot A \quad (8)$$

A equação (8) apresentou um resultado de $Q = 0,25 \text{ m}^2 \times 0,22 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} = 0,055 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Os valores para as vazões médias (mensal e anual) do rio Ribeira de Iguape podem ser observados na TAB.26. O rio apresentou para o período 1960-2000, uma vazão média de $422 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Na comparação entre as médias mensais é possível distinguir-se o período de chuvas, especialmente entre os meses de Janeiro a Março, com uma média de vazão de $635 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, contra o período de estiagem (Junho-Agosto), com uma vazão média de aproximadamente $360 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Em razão das vazões observadas para ambos os períodos no rio Ribeira de Iguape, espera-se também características distintas entre rios de pequeno porte existentes na bacia hidrográfica. A consideração da qualidade ambiental na área de estudo em função das flutuações climáticas permite uma avaliação mais realista em relação à presença de contaminantes da ETA no ecossistema.

TABELA 26 – Vazões do rio Ribeira de Iguape no município de Registro (1960-2000).

Ano	Vazões Médias Mensais (m ³ .s ⁻¹)												Média Anual
	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Maio	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	
1960	407	538	518	369	396	310	252	306	264	314	422	409	427
1961	485	736	953	718	510	433	320	257	317	304	384	421	389
1962	445	470	890	424	313	268	248	237	324	582	461	430	395
1963	1027	714	512	386	307	276	232	212	212	375	472	406	300
1964	260	415	298	306	273	421	316	273	276	317	304	443	483
1965	536	703	475	371	937	410	502	338	328	457	375	742	511
1966	691	1071	671	753	524	368	396	316	381	524	640	553	462
1967	547	946	1049	522	371	457	393	288	290	291	412	495	333
1968	826	451	499	452	320	284	250	234	221	302	238	373	352
1969	285	376	371	384	245	357	329	223	209	403	915	510	463
1970	631	660	690	467	473	539	488	349	454	417	371	480	395
1971	887	444	642	412	438	449	400	304	313	315	246	304	463
1972	542	888	609	525	301	258	279	350	437	961	482	445	496
1973	605	839	581	785	479	418	473	466	696	500	484	406	375
1974	674	460	724	455	321	386	292	247	302	307	297	490	422
1975	537	731	752	425	335	280	317	305	260	438	453	656	542
1976	768	966	903	617	519	583	547	467	477	456	412	405	369
1977	607	670	428	584	392	334	282	253	283	385	330	463	260
1978	376	334	409	263	236	230	251	215	307	171	331	262	327
1979	311	304	382	296	376	229	237	242	408	413	523	498	388
1980	547	713	542	420	283	296	394	320	369	370	300	518	360
1981	1025	538	441	384	316	283	282	234	204	292	328	384	417
1982	284	433	458	401	294	477	561	329	279	459	675	759	827
1983	869	898	1014	749	970	1754	1045	571	943	720	559	585	382
1984	542	516	380	439	452	340	305	375	398	307	419	550	269
1985	475	477	485	417	315	275	219	187	216	171	234	166	297
1986	221	499	512	286	281	207	223	245	242	252	280	602	390
1987	500	588	321	304	675	712	359	282	337	353	282	268	395
1988	428	594	603	360	687	559	340	264	318	332	298	311	399
1989	857	--	--	446	425	331	357	446	403	326	301	348	389
1990	--	512	541	431	363	300	458	395	486	424	473	370	398
1991	394	663	795	537	430	405	333	286	247	427	310	306	340
1992	248	336	536	383	434	376	320	306	326	388	401	413	430
1993	477	776	620	447	363	474	361	287	485	606	344	372	401
1994	469	847	777	541	424	394	343	265	246	276	408	364	543
1995	1130	1103	800	573	434	364	443	352	395	561	526	403	585
1996	857	1156	1144	837	525	471	412	366	527	551	492	518	557
1997	1105	979	595	430	370	395	440	369	392	610	780	644	625
1998	849	676	1190	860	584	477	472	469	719	1056	524	480	458
1999	915	1001	766	560	402	360	525	291	331	313	243	350	344
2000	443	663	537	396	224	212	189	237	506	287	362	462	338
Média Mensal	602	667	635	481	422	409	370	311	369	422	417	448	422
Desvio	248	229	224	152	163	241	145	83	150	180	146	124	105

fonte: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdhn.exe/procurafllu> (adaptado).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Caracterização da ETA de Registro (SABESP/SP)

Os municípios do Vale do Ribeira possuem 43 sistemas produtores de água distribuídos em áreas de captação de água superficial, manancial de serra e poços. Todos os sistemas produtores são operados e administrados pela SABESP por meio da Unidade de Negócio do Vale do Ribeira. Destes, 18 são sistemas de tratamento tradicional (pré-desinfecção, coagulação, floculação, decantação, filtração, correção de pH, desinfecção e fluoretação). O município de Registro possui três sistemas produtores sendo um tipo ETA e dois do tipo poço, como mostrado na TAB.27.

TABELA 27 - Caracterização e localização dos sistemas produtores do município de Registro, no Vale do Ribeira.

MUNICÍPIO	SISTEMA PRODUTOR	CÓDIGO SABESP	Tipo de Sistema	CAPTAÇÃO	CLASSIFICAÇÃO DO CORPO DE ÁGUA	LOCALIZAÇÃO GPS
Registro	Registro	LR001	ETA	Rio Ribeira do Iguape	Classe 2	S 24°28'25'' O 47°50'37''
	Serrote	LR003	Poço	Poço profundo	-	S 24°24'25'' O 47°44'52''
	Carapiranga	LR 004	Poço	Poço Profundo	-	S 24°31'42'' O 47°53'11''

A ETA de Registro (FIG.18) destaca-se por ser o maior sistema da região e também por ser a sede operacional dos demais sistemas. Projetada para operar com uma capacidade nominal de 212 L.s^{-1} , atualmente possui uma capacidade variável de 155 a 180 L.s^{-1} , por um período médio de 16 horas por dia. A capacidade dos reservatórios de água tratada é de 6.000 m^3 , atendendo um total de 12.000 ligações. A estação é composta por dois módulos de tratamento, contendo dois decantadores, seis floculadores hidráulicos e quatro filtros com quatro câmaras cada.



FIGURA 18 – Representação fotográfica da ETA de Registro (SABESP).

A água que alimenta a estação provém do rio Ribeira de Iguape e é captada com uma vazão média de $465,94 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. A água bruta flui pela estação elevatória – EEAB (estação elevatória de água bruta) representada na FIG.19, a qual é composta por duas bombas submersas de 100 CV (FIG.20) e uma adutora, com um diâmetro de 400 mm e 1.200 m de comprimento.



FIGURA 19 – Estação de captação de água no rio do Ribeira de Iguape (SABESP).



FIGURA 20 – Captação de água no rio do Ribeira de Iguape (SABESP).

A ETA de Registro é totalmente automatizada pelo processo AQUALOG®. Um sistema criado e desenvolvido pela SABESP - Unidade de Negócio Vale do Ribeira e Litoral Sul, para automação na área de saneamento. O sistema possibilita a operação de todo o tratamento de água com máxima eficiência dos sistemas produtores de água e de tratamento de efluentes, proporcionando menores custos operacionais, maior confiabilidade e segurança. O sistema permite a tomada de decisões on-line, ajustando-se de acordo com as necessidades, para a obtenção de melhor desempenho e excelência em qualidade.

O sistema também controla as dosagens de produtos químicos, acionando automaticamente válvulas e monitorando reservatórios além de disponibilizar tabelas e gráficos de tendências, que proporcionam o aperfeiçoamento das rotinas de controle. Mesmo havendo alterações bruscas na qualidade da água bruta, o sistema realiza o controle automático de todos os parâmetros de processo e ajusta automaticamente a estação de tratamento.

A chegada de água bruta na ETA ocorre por meio de uma caixa equilibradora de fluxo (Calha Parshall), com a finalidade de diminuir a velocidade da água e manter uma vazão constante (FIG.21). A água bruta na adutora de água bruta – AAB passa por um sistema eletrônico de fluxo que é responsável pela manutenção do sinal que mantém a EEAB e pela medição da vazão afluente.



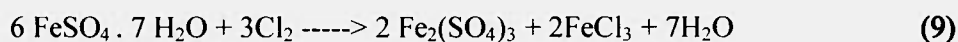
FIGURA 21 - Entrada de água na ETA de Registro, proveniente da estação de captação.

6.2 Processos de tratamento

6.2.1 Desinfecção

Pré-cloração: Na etapa de pré-cloração, o cloro é aplicado no início do processo de tratamento para se obter um teor de residual na faixa de 0,1 a 0,2 mg.L⁻¹ nos efluentes dos filtros. A etapa de pré-cloração é utilizada para a eliminação preventiva de microrganismos patogênicos capazes de causar doenças. Também contribui para a redução da cor no processo de coagulação, reduzindo gosto, odor da água e o potencial para criação de condições sépticas do lodo depositado, controlando o crescimento de matérias orgânicas no meio filtrante e nas paredes dos decantadores.

A adição de cloro auxilia também na oxidação do ferro presente, conforme reação abaixo, propiciando a formação de partículas coloidais que possam ser removidas pela decantação (sedimentação) e filtração.



Na estação é utilizado um cilindro de cloro líquido com capacidade de 900 kg e com 99.99% de pureza (em Cl₂).

Pós-Cloração: O cloro residual livre na água tratada é mantido em torno de $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$. O consumo diário de cloro é de aproximadamente 30 a 40 kg e sua aplicação no final do processo de tratamento, denominado de pós-cloração, tem a finalidade de proteger a água contra possíveis contaminações desde o sistema de distribuição até o consumo. O gás cloro é misturado à água tratada e, em reação com a água, pode formar compostos como o ácido hipocloroso (HOCl) e hipoclorito (OCl⁻).

6.2.2 Coagulação

O coagulante utilizado é o sulfato de alumínio, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{ H}_2\text{O}$, que é adicionado no canal de água bruta na estação, na saída da calha Parshall, onde ocorre a mistura rápida. A dosagem do coagulante é controlada automaticamente por um analisador de coagulante (FIG.22). A reação entre o coagulante e os hidróxidos existentes na água bruta é rápida, formando hidróxidos de alumínio em poucos segundos.

Na água bruta, além de partículas sedimentáveis, existem impurezas em suspensão, no estado coloidal ou suspensão (bactérias, protozoários e plâncton). A coagulação se refere às trocas físico-químicas que ocorrem entre o coagulante e os hidróxidos presentes para formar um precipitado. Como consequência, os colóides da água bruta são desestabilizados, reduzindo ou neutralizando sua carga elétrica. Assim, as partículas coloidais estarão prontas para serem agrupadas pela força mecânica dos floculadores.

O sulfato de alumínio líquido é estocado em um tanque com capacidade de 20 m^3 . Deste tanque, o produto químico flui para os dosadores que se encontram instalados imediatamente junto aos misturadores rápidos. A adição de sulfato de alumínio varia em função da vazão medida na entrada da estação e da qualidade de água a ser tratada, conforme ação do analisador de cargas e mantendo-se a dosagem ideal para qualquer alteração de vazão. O consumo de sulfato de alumínio líquido a 58% é de 500 kg.dia^{-1} .

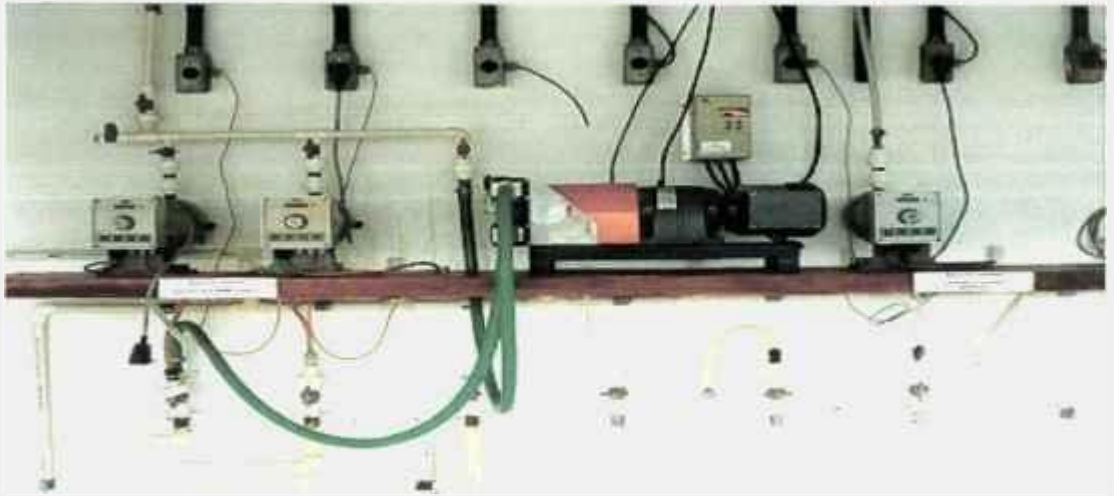


FIGURA 22 - Monitores e dosadores automáticos para a adição de floculantes e coagulantes pela ETA de Registro.

6.2.3 Floculação

Após a coagulação, as partículas coloidais estão prontas para serem agrupadas pela força mecânica dos floculadores. Na TAB.28 são apresentadas as principais características dos floculadores da ETA de Registro. Os floculadores estão equipados com unidade de acionamento para transmitir energia à água, mantendo-a em movimento de turbulência relativamente suave, conforme mostrado na FIG.23. À medida que a água passa pelos floculadores, as partículas de impurezas colidem com as partículas sólidas suspensas e, aderindo umas às outras, aumentam de tamanho e densidade.

TABELA 28 – Características dos floculadores da ETA de Registro.

FLOCULADOR	
Detenção média	41 min.
Capacidade de cada floculador	74,82 m ³
Área de cada floculador	16,85 m ²
Volume total	448,92 m ³
Altura média de água	4,44 m
Quantidade de Floculadores	6 unidades



FIGURA 23 – Tanques de floculação e coagulação, ETA de Registro.

Os floculadores são compostos por seis câmaras interligadas que possuem um agitador mecânico tipo pá, onde a água entra pela parte superior e, após um tempo de contato, segue para a segunda câmara entrando pela parte inferior desta. Deste modo, a água passa por diferentes gradientes de agitação, que decrescem no sentido do fluxo para os decantadores. O volume de cada câmara é de $74,82 \text{ m}^3$, proporcionando um tempo de detenção de 41 minutos, condicionando a água para o processo de decantação.

6.2.4 Decantação

Na TAB.29 são apresentadas as principais características dos decantadores da ETA de Registro. A separação entre o decantador e floculador é feita por uma cortina de madeira ou difusor, evitando assim que se propague para o decantador, a turbulência criada no floculador. Obtém-se com isto um movimento laminar com baixa velocidade, permitindo que os flocos se acomodem antes que a água seja coletada pelas canaletas, localizadas na parte superior dos decantadores. Os flocos se depositam nos decantadores, direcionados ao fundo dos tanques pela presença de um anteparo inclinado (FIG.24 e 25).

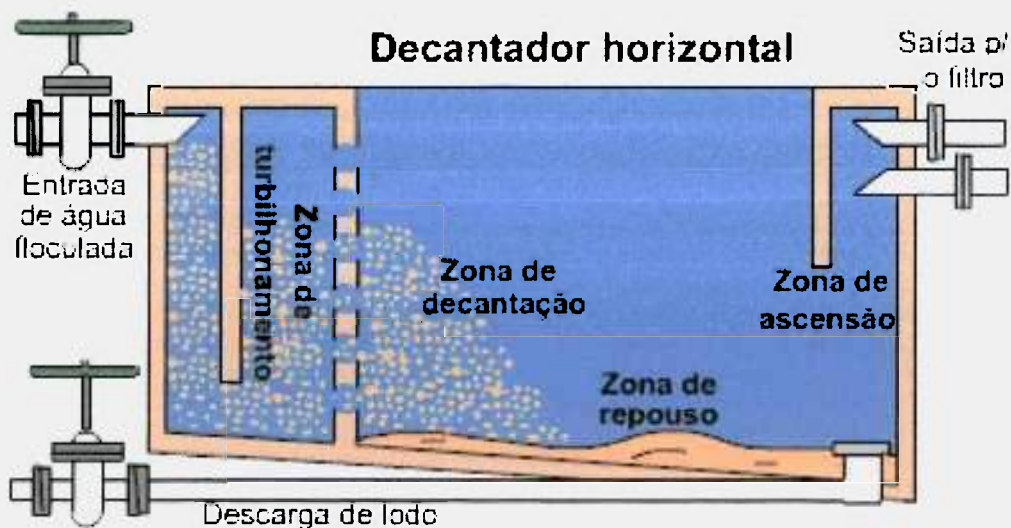
TABELA 29 – Principais características dos decantadores da ETA de Registro.

DECANTADOR	
Detenção média	202 min
Velocidade horizontal média	6 cm.min ⁻¹
Taxa média de aplicação	44 m ³ .m ⁻² dia
Tanques	2 unidades
Capacidade de cada tanque	771,15 m ³
Volume total	1.542,30 m ³
Altura média de água	4,36 m
Área de cada tanque	176,87 m ²
Vol. de lodo retirado, com 1% em sólidos.	12 m ³ .dia ⁻¹



FIGURA 24 – Decantador da ETA de Registro, com o lodo depositado.

Como pode ser observado nas FIG. 24 e 25, após o processo de decantação de grande parte das partículas insolúveis, a água é conduzida por canaletas para a saída em direção ao filtro (FIG.26).



Fonte: <http://www.ocaminhodaagua.hpg.ig.com.br/dec.html>

FIGURA 25 - Representação esquemática de um decantador de uma ETA.



FIGURA 26 – Tanque de decantação com saída de água para a fase de filtragem.

A camada de lodo depositada ao fundo dos tanques de decantação é removida dentro em um prazo de 30 a 40 dias, pela abertura da válvula de descarga (FIG.27).



FIGURA 27 – Liberação do lodo retido no decantador.

6.2.5 Filtração

Na TAB.30 são apresentadas as principais características da unidade de filtração da ETA de Registro. A unidade é composta por quatro filtros rápidos de fluxo descendente, operados com taxa declinante e meio filtrante de antracito e areia. Na TAB.31 são descritas as principais características do meio filtrante.

TABELA 30 – Características dos filtros da ETA de Registro.

FILTRO	
Rápido por gravidade de areia e carvão antracito	4 unidades
Taxa média de filtração	$338 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2}$ por dia
Vazão de filtração por filtro	$0,97 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
Carreira de filtração	32 h
Área superficial do meio filtrante por filtro	$16,57 \text{ m}^2$
Total de todos os filtros	$66,28 \text{ m}^2$
Quantidade de câmaras por filtro	4 unidades

TABELA 31 – Principais características do meio filtrante.

MEIO FILTRANTE	
Carvão antracito	53 cm
Areia	30 cm
Areia	Tamanho efetivo - 0,41 a 0,45 mm
Carvão antracito	Tamanho efetivo - 0,85 a 0,90 mm
Camada suporte	Pedregulho 1 ½ a peneira nº. 14
Velocidade de lavagem contra corrente	70 cm.min ⁻¹
Velocidade de lavagem superficial	10 cm.min ⁻¹
Água necessária para lavagem (10 min.)	108 m ³

O processo de filtração permite a remoção das frações de partículas de impurezas e partículas sólidas suspensas na água que não foram removidas no decantador. A água é conduzida aos filtros através dos canais de distribuição de água decantada. A camada suporte é formada por pedregulhos em camadas de diferente granulometria. Os filtros são do tipo autolavável e cada filtro tem uma capacidade nominal de aproximadamente 45 m³.s⁻¹ e uma taxa de filtração contínua de 234 m³.m⁻².dia⁻¹. A lavagem em contra corrente do filtro é efetuada a cada 32 horas aproximadamente. A lavagem dos filtros é feita por processo automatizado levando o processo cerca de 10 minutos por filtro e movimentando um volume de água de aproximadamente 150 m³. A lavagem em contra corrente é precedida de uma lavagem superficial da camada de antracito com a finalidade de melhorar a fluidez da camada superficial. A areia, mais pesada, irá sedimentar mais rapidamente do que o antracito ao final de um período de lavagem em contra corrente. Assim, o leito do antracito está sempre no topo do leito de areia.

6.2.6 Correção do pH

A alcalinização na ETA de Registro é realizada com a utilização de cal hidratada. A função da alcalinização é efetuar a correção do pH quando houver uma redução devido à ação do cloro e do sulfato de alumínio, já que participam de reação ácida. A ETA não utiliza a pré-alcalinização por não se fazer necessário e a pós-alcalinização é feita com aplicação da cal no terceiro floculador.

6.2.7 Fluoretação

A SABESP utiliza o ácido fluorsilícico como agente de fluoretação da água. O residual de íon fluoreto na água tratada da estação é de $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$. O processo pelo qual se adicionam compostos de flúor nas águas de abastecimento público, para se obter o teor adequado de íon fluoreto, varia de uma região a outra, de acordo com a temperatura média das máximas anuais. Para regiões mais quentes o residual determinado é menor do que em regiões mais frias, em razão do consumo médio de água em lugares mais quentes ser maior. O objetivo da fluoretação é proporcionar aos dentes, enquanto se processa seu desenvolvimento no período de zero aos doze anos, um esmalte mais resistente e de qualidade superior, reduzindo na proporção de 65% a incidência de cárie dentária.

6.2.8 Produtos químicos auxiliares

A ETA de Registro não utiliza compostos auxiliares para o tratamento da água, já que a captação é feita diretamente no rio Ribeira de Iguape, rio classe 2. Na TAB.32 é apresentada uma relação de todos os produtos utilizados na ETA. A Bacia do Rio Ribeira de Iguape não contempla parque industrial e o seu meio ambiente é relativamente protegido, o que garante uma água de excelente qualidade (Marques, 2005). A ETA de Registro elabora diariamente e mensalmente relatórios sobre o funcionamento da estação.

TABELA 32 – Produtos químicos utilizados.

PRODUTOS QUÍMICOS	
Tanques de armazenamento de sulfato de alumínio	1 unidade
Capacidade de armazenamento de sulfato de alumínio	20 m^3
Tanques de armazenamento de cal hidratada	2 unidades
Capacidade de armazenamento de cal hidratada	1.000 L
Cilindros de cloro	4 unidades
Cilindro de cloro operando	1 unidade
Capacidade do cilindro de cloro.	900 kg
Tanques de armazenamento de ácido fluorsilícico	1 unidade
Capacidade do tanque de armazenamento de ácido fluorsilícico	1000 L

6.2.9 Reservação e distribuição

A água passa por uma unidade de mistura após a filtração, onde chicanas provocam um maior contato da água com o cloro (pós-cloração) e o ácido fluorsilícico (fluoretação) da água filtrada (FIG.28). Posteriormente, ocorre o armazenamento para EEAT-ETA (estação elevatória de água tratada), num reservatório apoiado de 1.000 m³. A EEAT faz a transferência numa adutora (diâmetro de 400 mm), para outros dois reservatórios apoiados e interligados de 4.500 m³, instalados num ponto alto do sistema de Registro. Os reservatórios operam conforme as pressões do sistema e podem abastecer por gravidade ou pela EEAT-SEDE e, neste caso, pressurizando a rede e gerando aproveitamento da sobra com o uso de um reservatório elevado de 500 m³.



FIGURA 28 - Saída dos tanques de filtração para cloração e abastecimento.

6.2.10 Análise dos insumos da ETA

O controle químico dos insumos adicionados durante o processo de tratamento pode ser fator decisivo na qualidade da água tratada na ETA para abastecimento. Variações climáticas, como períodos de chuvas e estiagem, além de influências de atividades humanas em processos biológicos e geológicos na biosfera (Jackson et Al. 2001, Baron et al. 2003), são fatores que atuam nos constituintes químicos de rios e aquíferos subterrâneos utilizados como fontes de captação de água, requerendo dosagens diferenciadas dos produtos químicos necessários à remoção de impurezas nas etapas de tratamento.

No entanto, apesar de haver legislações específicas para a qualidade de água para consumo humano, não há ainda dispositivos regulatórios para a qualidade dos insumos empregados na ETA para tratamento de água quanto à presença de metais. A qualidade dos insumos utilizados nas ETAs baseia-se em parâmetros utilizados nas licitações, relacionados às normas NBR para tratamento de água (TAB.33).

TABELA 33 – Normas NBR relativas aos materiais de tratamento utilizados na ETA.

NBR	Descrição da Norma
10.790	Fixa condições exigíveis de aceitação e recebimento de cal virgem e cal hidratada para ETA.
11.176	Fixa condições exigíveis de aceitação e recebimento do sulfato de alumínio na ETA.
13.293	Determinação de óxido de cálcio disponível, hidróxido de cálcio e substâncias reativas ao HCl expressa em CaCO_3 na cal virgem e na cal hidratada para tratamento de água para abastecimento.
12.143	Determinação de cloro ativo no hipoclorito de cálcio.
14.234	Carvão antracitoso para ETA.

De acordo com a Portaria nº.518 do Ministério da Saúde (Brasil, 2004) cabe à ETA o controle de qualidade dos produtos químicos utilizados em processos de tratamento de água. A ETA de Registro utiliza como insumos para o tratamento de água, o sulfato de alumínio líquido, gás cloro, ácido fluorsilícico e cal hidratada, conforme descrito anteriormente.

A verificação de qualidade é executada pelo Departamento de Controle de Qualidade, da Superintendência de Apoio Técnico da Operação da SABESP, assegurando que as especificações sejam cumpridas conforme as fichas técnicas dos fornecedores. Na TAB.34 são apresentados parâmetros adotados pela própria SABESP, para controle de sulfato de alumínio líquido (SABESP, 1993). Na TAB. 35 é mostrado o consumo da ETA de Registro, dos materiais utilizados para tratamento de água, entre novembro de 2003 e agosto de 2004.

TABELA 34 – Parâmetros para controle de sulfato de alumínio líquido (SABESP, 1993).

Elemento Ativo (Alumínio Solúvel - Al₂O₃)	Mín. 7,5%
Material Insolúvel	Máx. 0,1%
Ferro Solúvel – Fe ₂ O ₃	Máx. 1,2%
Acidez Livre – (H ₂ SO ₄ livre)	Máx. 1,0%
As	Máx. 17 mg.kg ⁻¹
Cd	Máx. 1,7 mg.kg ⁻¹
Cr	Máx. 17 mg.kg ⁻¹
Pb	Máx. 17 mg.kg ⁻¹
Hg	Máx. 0,4 mg.kg ⁻¹
Se	Máx. 3,3 mg.kg ⁻¹
Ag	Máx. 17 mg.kg ⁻¹
Fenol	Ausente
Detergente	Não detectável

Limites de toxicidade calculados para uma dosagem máxima de 300 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio 50%.

TABELA 35 - Consumo dos insumos pela ETA de Registro.

Consumo Mensal de Materiais de Tratamento da ETA de Registro - kg					
Período	Sulfato de Alumínio Líquido	Barrilha	Cloro	Ácido Fluorsilícico	Cal Hidratada
2003					
Novembro	19.500	840	1.300	854	-
Dezembro	20.940	1.275	1.200	1.054	-
2004					
Janeiro	28.381	2.681	1.359	1.441	-
Fevereiro	24.576	2.179	1.200	1.194	-
Março	19.855	967	900	1.350	-
Abril	13.154	4.675	1.300	1.347	-
Maiο	12.862	450	1.168	1.002	140
Junho	15.339	-	1.036	1.012	620
Julho	15.014	-	843	1.075	540
Agosto	11.896	-	896	1.062	-
Consumo Médio	18.152	1.867	1.120	1.139	433

Na TAB. 36 são apresentados os resultados da análise para a verificação dos teores dos principais elementos presentes no sulfato de alumínio utilizado pela ETA. Foram tomadas amostras referentes ao coagulante utilizado em três períodos (dezembro de 2003 e janeiro e abril de 2004), na saída do tubo dosador existente no tanque de floculação. Além da presença do próprio alumínio, foram detectados em ordem decrescente de concentração, Fe, Ca, P, Si, Na, Mg e Mn.

TABELA 36 – Caracterização química do sulfato de alumínio adicionado como coagulante (em mgL⁻¹), nos meses de dezembro de 2003 e janeiro e abril de 2004.

Elementos	Período de Amostragem do Sulfato de Alumínio e Concentração (mg.L ⁻¹)		
	Dez./03	Jan./04	Abr./04
Na	91,7	125	121
Mg	85,3	112	92,4
Al	45.920	54.900	51.100
Si	111	115	120
P	144	178	154
K	37,7	33,0	50,9
Ca	285	197	223
V	17,4	22,7	24,3
Cr	13,8	21,2	23,0
Mn	85,5	81,7	76,2
Fe	8.760	10.450	10.760
Co	7,1	9,9	9,8
Ni	6,7	9,0	9,0
Cu	3,2	5,1	4,5
Zn	13,8	24,1	19,4
Mo	<0,0162	<0,0162	<0,0162
Cd	<0,0008	<0,0008	<0,0008
Sn	<0,0146	<0,0146	<0,0146
Ba	0,06	<0,02	0,11
Pb	<0,0196	<0,0196	<0,0196

6.3 Qualidade da água bruta e monitoramento das condições climáticas

A água bruta captada na bacia do Ribeira de Iguape pela ETA, apresenta usualmente algumas características conforme é apresentado nas TAB.37 e 38.

TABELA 37 - Qualidade da água bruta do rio Ribeira de Iguape (na área de captação da ETA de Registro) e da água tratada, para abastecimento.

Fev.-Ago. 2000	TURBIDEZ (NTU)		COR		pH		ALCALINIDADE (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)		CLORO (mg.L ⁻¹)	FLUOR (mg.L ⁻¹)	COAG. (mg.L ⁻¹)
	BRUTA	FINAL	BRUTA	FINAL	BRUTA	FINAL	BRUTA	FINAL	FINAL	FINAL	FINAL
Média	26	0,4	88	< 5,0	7,3	7,2	23	22	1,7	0,7	27
Desvio	35	0,3	98	-	0,2	0,2	2,5	4,3	0,4	0,1	8,0
Máximo	200	1,8	500	7,5	7,6	7,8	30	34	3,6	1,0	63
Mínimo	4,0	0,1	30	7,5	6,4	6,7	15	3,0	0,7	0,1	17

Dados: SABESP - UNIDADE DE NEGÓCIO - VALE DO RIBEIRA - LR

Na FIG.29 é mostrado o perfil de algumas variáveis climáticas da região de Registro como a temperatura média e índice pluviométrico, bem como parâmetros de qualidade da água captada no rio Ribeira de Iguape, como a turbidez, além do volume diário de água captada para tratamento, no período de outubro de 2003 e janeiro de 2004.

TABELA 38 – Teor de metais na água bruta do rio Ribeira de Iguape (na área de captação da ETA de Registro).

Período	Concentração (mg.L ⁻¹)						
	Ba	Cd	Pb	Cu	Cr	Ag	Zn
21/02/2000	< 0,2	< 0,002	< 0,02	< 0,030	< 0,005	< 0,002	< 0,010
28/08/2000	< 0,2	< 0,002	< 0,02	< 0,030	0,007	< 0,002	< 0,010
05/04/1999	< 0,2	< 0,002	< 0,02	< 0,030	< 0,005	< 0,002	0,011
19/07/1999	< 0,2	< 0,002	< 0,02	< 0,030	< 0,005	< 0,002	< 0,010
11/05/1998	< 0,2	< 0,002	< 0,02	< 0,030	< 0,005	< 0,002	< 0,010
01/10/1998	< 0,2	< 0,002	< 0,02	< 0,030	< 0,005	< 0,002	< 0,010

Dados: SABESP - UNIDADE DE NEGÓCIO - VALE DO RIBEIRA - LR.

De acordo com os resultados apresentados e considerando um volume de captação de água praticamente constante, foi observado que os níveis de turbidez da água de captação apresentam um crescimento proporcional ao aumento do índice pluviométrico no período. O intuito dessa avaliação foi verificar uma relação direta entre o índice pluviométrico da região com a turbidez da água tratada, em razão da desagregação e transporte de partículas constituintes do solo para o rio Ribeira de Iguape, relacionando-os com o volume de água captada para o tratamento.

Na TAB.39 é relacionado o volume de coagulante adicionado ao processo com o nível de precipitação pluviométrica. Verifica-se que o período de menor consumo do sulfato de alumínio é também caracterizado por um menor índice pluviométrico, embora a região apresente um alto índice de pluviosidade, mesmo nas épocas de estiagem.

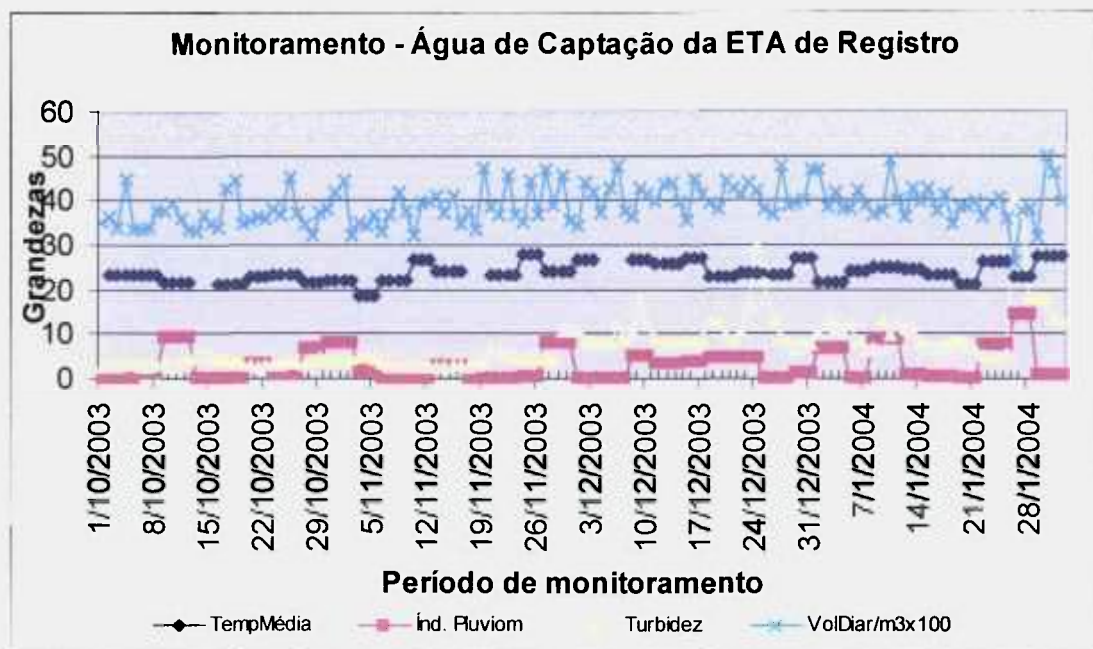


FIGURA 29 – Perfil das condições ambientais: temperatura média (°C) e índice pluviométrico (mm) com relação à turbidez da água bruta e volume de água tratado da ETA de Registro (m³), no período de março de 2003 a janeiro de 2004.

Foi observado que embora haja uma tendência entre uma maior quantidade de coagulante adicionado no processo de tratamento para um maior índice pluviométrico da região, esta relação não foi direta em alguns períodos. A comparação entre os dados observados entre novembro de 2003 e dezembro de 2004, por exemplo, mostram que níveis de precipitação na região podem não ser decisivos na avaliação da quantidade do coagulante requerido pela ETA e, conseqüentemente, no volume de lodo gerado.

O fato do rio Ribeira de Iguape drenar boa parte da bacia hidrográfica, que apresenta em alguns locais um alto índice de pluviosidade ao longo de todo o ano, pode explicar porque, às vezes, em épocas intermediárias às estações de chuvas e estiagem, se

observam na ETA de Registro níveis relativamente constantes de adição de coagulante pela ETA, mesmo com a diminuição dos níveis de precipitação na região de Registro. Tal fato também pode explicar porque a quantidade de coagulante adicionado não é diretamente proporcional ao índice de chuvas da cidade da região de Registro.

TABELA 39 – Condições climáticas da cidade de Registro no período de 01/11/2003 a 31/12/2004 e quantidades de sulfato de alumínio adicionado como coagulante.

Mês	Temperatura Máxima Mensal (°C)	Temperatura Mínima Mensal (°C)	Temperatura Média (°C)	Níveis de Precipitação (mm)	Dias chuvosos	Coagulante (kg)
2003						
Novembro	28,7	18,9	23,8	118,6	12	19.500
Dezembro	29,9	20,7	25,3	123,4	15	20.940
2004						
Janeiro	27,7	20,4	24,0	408,4	16	28.381
Fevereiro	30,2	20,2	25,2	200,8	17	24.576
Março	28,7	19,6	24,2	152,9	16	19.855
Abril	28,7	19,9	24,3	77,9	13	13.154
Mai	23,6	15,6	19,6	78,8	14	12.862
Junho	23,0	14,7	18,9	43,1	7	15.339
Julho	22,3	14,0	18,2	120,7	14	15.014
Agosto	24,9	13,6	19,3	6,3	7	11.896
Setembro	27,2	17,7	22,4	18,1	7	14.230
Outubro	26,1	16,7	21,4	142,3	12	18.364
Novembro	27,7	19,3	23,5	142,4	15	18.797
Dezembro	28,5	19,9	24,2	351,8	22	18.863

(CIIAGRO ONLINE, 2005).

Pode-se concluir, portanto, que o índice de pluviosidade apresentado em uma bacia hidrográfica pode ter uma influência direta no volume de lodo formado na ETA. No entanto, a incidência de chuvas na região pode ser um fator positivo quando se considera a dispersão do lodo descartado. Chuvas intensas podem dispersar rapidamente os resíduos sólidos da ETA presentes no rio, minimizando o impacto local, principalmente em rios de pequena vazão, como o rio Sem Nome, que recebe diretamente as descargas da ETA.

O estudo das características do lodo formado nos tanques de decantação e de amostras recolhidas no rio receptor dos despejos do lodo é, portanto, uma importante ferramenta para se avaliar a influência do descarte na qualidade da água da Bacia do rio Ribeira de Iguape. A quantidade de lodo produzido pela ETA foi estimada, baseando-se em fórmulas empíricas encontradas na literatura (Reali, 2003).

Na TAB. 40 são apresentados os resultados obtidos no período de estudo de acordo com a equação (10), considerando o uso de sulfato de alumínio como coagulante.

$$\text{Massa (g) de sólidos/m}^3 \text{ de água tratada} = [\text{Dosagem de sulfato de alumínio (mg.L}^{-1}) \times 0,26^*] + [\text{Turbidez da água bruta (uT)} \times 1,5^{**}] \quad (10)$$

Onde:

*Fator que depende do número de moléculas de H₂O associadas a cada molécula de sulfato de alumínio (geralmente varia de 0,23 a 0,26).

**Razão entre a concentração de sólidos suspensos totais presentes na água bruta e a turbidez da mesma (geralmente na faixa de 1,0 a 2,0).

A produção média de sólidos estimada para o período, de acordo com os dados da TAB.40, foi de um valor aproximado de 15,6 g.m⁻³. Comparando-se com a TAB.41, pode-se verificar que, em relação a este parâmetro, o pouco impacto do rio Ribeira de Iguape na produção de sólidos pela ETA, deve-se à boa qualidade da água de captação (Reali, 1999).

TABELA 40 – Estimativa da quantidade de lodo gerado pela ETA de Registro, no período de Nov./2003 e Ago./2004, a partir da média mensal de alguns parâmetros.

Mês	Volume Água Tratada Produzida (m ³)	Horas Médias de Atividade (mês)	Coagulante (kg)	Níveis de Turbidez (NTU)*	Níveis de Sólidos Totais* (mg.L ⁻¹)	Massa grama de sólidos.m ⁻³ de água tratada
2003						
Novembro	288.734	16:30	19.500	-	-	-
Dezembro	318.381	17:00	20.940	35**	178**	17,3
2004						
Janeiro	293.296	16:18	28.381	24 – 42	86 – 148,5	25,2
Fevereiro	287.911	17:00	24.576	24 - 40	118 – 121	22,3
Março	314.587	17:36	19.855	21 – 85	182 - 201	16,6
Abril	300.890	17:20	13.154	45 – 110	152 – 226	11,6
Maiο	297.439	16:55	12.862	14 - 16	202 - 374	11,5
Junho	271.144	16:46	15.339	30 - 83	160 – 210	14,9
Julho	312.940	16:20	15.014	20 - 70	92 – 237	12,6
Agosto	297.367	14:27	11.896	6,7 – 6,75	100 – 106	10,5

* 2 coletas (no rio Ribeira de Iguape, em local próximo à captação pela ETA).

** Realizado apenas 1 coleta (no rio Ribeira de Iguape, em local próximo à captação pela ETA).

TABELA 41 – Impactos típicos do tipo de manancial sobre a produção de resíduos (Reali, 1999).

Tipo de Manancial	Faixa de Produção de Resíduos (g de sólidos Secos por m ³ de Água Tratada)
Água de reservatório com boa qualidade	12 – 18
Água de reservatório com média qualidade	18 – 30
Água de rios com qualidade média	24 – 36
Água de reservatórios com qualidade ruim	30 – 42
Água de rios com qualidade ruim	42 – 54

6.4 Caracterização Química do Lodo de ETA

As amostras de lodo foram caracterizadas com o objetivo de avaliar possíveis alterações na composição do lodo nas diferentes estações de seca e chuva. Uma avaliação preliminar demonstrou que todas as amostras apresentaram uma certa uniformidade no aspecto físico gelatinoso, além de uma tonalidade marrom, como consequência do uso de sulfato de alumínio como coagulante. Na TAB.42 apresentam-se os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos utilizados para a caracterização das amostras de lodo coletado no fundo do decantador, no período entre fevereiro e setembro de 2004.

Os resultados mostraram que o pH, a densidade e a algumas propriedades físico-químicas das amostras de lodo recolhido dos decantadores permaneceram relativamente invariáveis e características, apesar da qualidade da água de captação ter requerido por parte da ETA, quantidades variáveis de coagulante necessários ao seu tratamento, especialmente em função de suas características físico-químicas bem definidas entre os períodos de chuvas e estiagem, influenciada pelas variações das condições meteorológicas observadas no período de estudo e listadas na TAB.39 (CIIAGRO, 2004). Tal fato sugere que alguns aspectos do lodo podem ser característicos de uma ETA em virtude das condições ambientais no seu entorno, além das etapas específicas do processo de tratamento, conforme também constatado pelo estudo de algumas características dos lodos gerados em diferentes ETAs por PROSAB (1999).

TABELA 42 - Resultados obtidos a partir dos principais parâmetros físico-químicos avaliados nas amostras de lodo.

FAIXA DE CONCENTRAÇÃO DE PARÂMETROS MEDIDOS EM LODO DE ETA NO					
DECANTADOR (MATERIAL ORIGINAL)					
	Amostra 1 (Fev./2004)	Amostra 2 (Abr./2004)	Amostra 3 (Jun./2004)	Amostra 4 (Set./2004)	Faixa Média
pH	6,13	5,94	6,46	6,30	5,94 – 6,46
Turbidez (NTU)	> 1.000	> 1.000	> 1.000	> 1.000	> 1.000
Alcalinidade (mg CaCO ₃)	450	220	674	584	220 - 674
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
Densidade (mg.L ⁻¹)	1.075	1.080	1.075	1.095	1.075 – 1.095
% Umidade (60°C)	12,23	11,39	13,16	*	11,39 – 13,16
Perda ao Fogo (%) 900°C (4h)	25,80	-	-	24,80	24,80 – 25,80

Apesar de não ter sido suficiente para alterar significativamente parâmetros como densidade e umidade, um aumento na quantidade de um coagulante à base de sulfato de alumínio pode, porém, influenciar diretamente nas medidas de alcalinidade e pH do lodo, especialmente em função da formação de hidróxido de alumínio na etapa de coagulação e floculação, conforme visto nas equações 1 e 2 (item 3.3). A adição de corretores de pH durante o processo de tratamento de água pode, por outro lado, minimizar este efeito alcalino.

6.4.1 Caracterização física e geomorfológica das amostras de lodo

A análise preliminar da composição química do lodo da ETA foi realizada em amostras previamente calcinadas a 900°C, utilizando-se a técnica de Fluorescência de Raios X (WDXRF - Philips – Magic Pro Model). De acordo com os resultados, podemos observar que os principais constituintes são a sílica e o alumínio, seguidos dos elementos ferro e manganês (Reis et al., 2004). A TAB.43 apresenta também uma comparação dos resultados das análises de amostras de lodo da ETA de Registro com amostras de lodo de ETAs provenientes de diferentes sistemas de tratamento de água, pertencentes a Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape.

TABELA 43. Caracterização semi-quantitativa por FRX, de amostras de lodo proveniente de diferentes ETAs pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape.

Composição Química	Concentração (%)*				
	Lodo ETA Registro		Lodo ETA Pariqueraçu	Lodo ETA S. Lourenço da Serra	Lodo ETA Juititiba
	Fev./2004	Ago./2004			
SiO ₂	31,5	32,5	28,4	19,6	24,2
Al ₂ O ₃	23,7	23,8	21,1	25,5	27,8
Fe ₂ O ₃	11,8	11,4	11,7	17,1	16,0
K ₂ O	2,6	2,7	2,6	1,5	2,1
TiO ₂	1,0	1,2	0,96	0,79	0,85
MgO	0,95	1,0	0,41	0,39	0,21
SO ₃	0,93	0,68	1,2	0,76	0,54
CaO	0,35	0,59	0,075	0,25	0,094
Cl	0,37	0,46	0,095	0,52	0,16
P ₂ O ₅	0,42	0,46	0,29	0,52	0,38
Na ₂ O	0,21	0,27	0,17	0,10	0,10
MnO	0,18	0,17	0,062	0,46	0,44
Cr ₂ O ₃	0,029	0,033	0,022	0,015	0,019
Rb ₂ O	0,018	0,027	0,006	0,003	0,003
NiO	0,013	0,015	0,008	0,007	0,012
PbO	-	0,014	-	-	0,019
ZnO	0,020	0,023	0,009	0,013	0,013
Br	0,008	0,012	0,011	0,048	0,011
CuO	0,013	0,011	0,006	0,008	0,010
SrO	0,005	0,009	0,002	0,001	0,002
ZrO ₂	0,007	0,008	0,008	0,009	0,005
Ga ₂ O ₃	0,008	0,008	0,005	0,005	0,010
Nb ₂ O ₅	0,0005	0,0004	0,0005	0,0009	0,0005
V ₂ O ₅	-	-	-	0,044	0,043
As ₂ O ₃	-	-	0,004	0,006	-
Y ₂ O ₃	-	-	-	0,002	-
Perda ao Fogo	25,8	25,8	32,8	32,4	26,9

* Amostra previamente seca a 55-60 °C e calcinada a 900 °C por 1 hora.

Todas as amostras, após serem secas a 55-60°C, foram previamente calcinadas a 900 °C por 4 horas e avaliadas por análises semi - quantitativa por meio de parâmetros fundamentais com ensaio direto não destrutivo por espectrofluorimetria de fluorescência de raios X (WDXRF) , utilizando pastilha prensada.

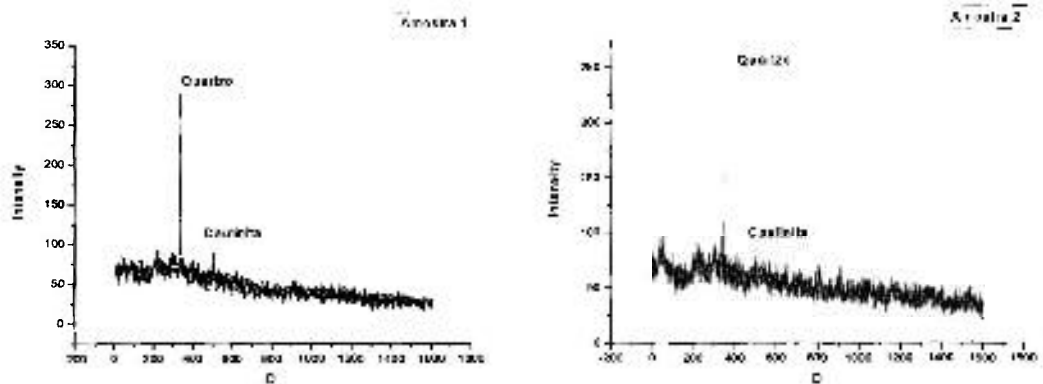
Muito embora elementos como ferro, cálcio, magnésio e potássio possam ser geralmente relacionados a espécies químicas comumente constituintes de águas superficiais de cursos d'água, a bacia do rio Ribeira de Iguape é constituída por uma ampla variedade de substâncias derivadas de minerais ferrosos, metálicos e preciosos, além de prata, antimônio e terras raras, caracterizando a presença destes metais (Hogan, 2002). Todas essas substâncias podem estar presentes na água bruta e conseqüentemente na fase sólida do lodo, em função das propriedades coagulantes do hidróxido de alumínio produzido na reação de hidrólise do sulfato de alumínio.

6.4.2 Avaliação mineralógica

A avaliação mineralógica das amostras de lodo previamente maceradas foi realizada utilizando-se a técnica de espectrometria de Difração de Raios X. Foi utilizado um difratômetro de raios X da Brucker – AXS D8 Model – Advance, com radiação monocromática $\text{Cu}_{k\alpha}$ com 40 kV e 40 mA, sob um ângulo 2θ de 3° até 90°. As fases foram identificadas com o auxílio dos dados listados pelo Joint Committee of Powder Diffraction Standards (JCPDS, 1997). Foram analisadas amostras coletadas em dois períodos distintos (fevereiro/2004 e agosto/2004).

Nestas condições, quartzo (SiO_2) e caulinita ($2\text{SiO}_2 \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) foram identificados como espécies cristalográficas dominantes, em razão da presença de picos bem definidos conforme apresentados nas FIG. 30 e 31 (intensidade relativa versus 2θ). Os picos principais foram detectados a $2\theta=20.85^\circ$ e $2\theta=26.65^\circ$ (SiO_2), e com uma distância de $d=4,26 \text{ \AA}$ e $d=3,34 \text{ \AA}$, respectivamente. A presença predominante de sílica detectada nas amostras de lodo deve-se à presença de quartzitos na região. A banda larga observada entre $2\theta=20^\circ$ e $2\theta=30^\circ$ pode ser atribuída à presença de material amorfo. As análises para a avaliação da morfologia das mesmas amostras, foram realizadas por microscopia eletrônica de varredura (Philips XL-30 Model).

Nas FIG. 32 e 33 são mostradas fotomicrografias eletrônicas de varredura das superfícies das partículas de lodo de ETA. Os resultados mostraram a predominância de sílica (quartzo) nos grãos, apresentando detalhes morfológicos essencialmente homogêneos entre as amostras avaliadas.



FIGURAS 30 e 31 - Difratograma de duas amostras de lodo de ETA coletadas em períodos de chuvas e estiagem (fevereiro e agosto de 2004, respectivamente).

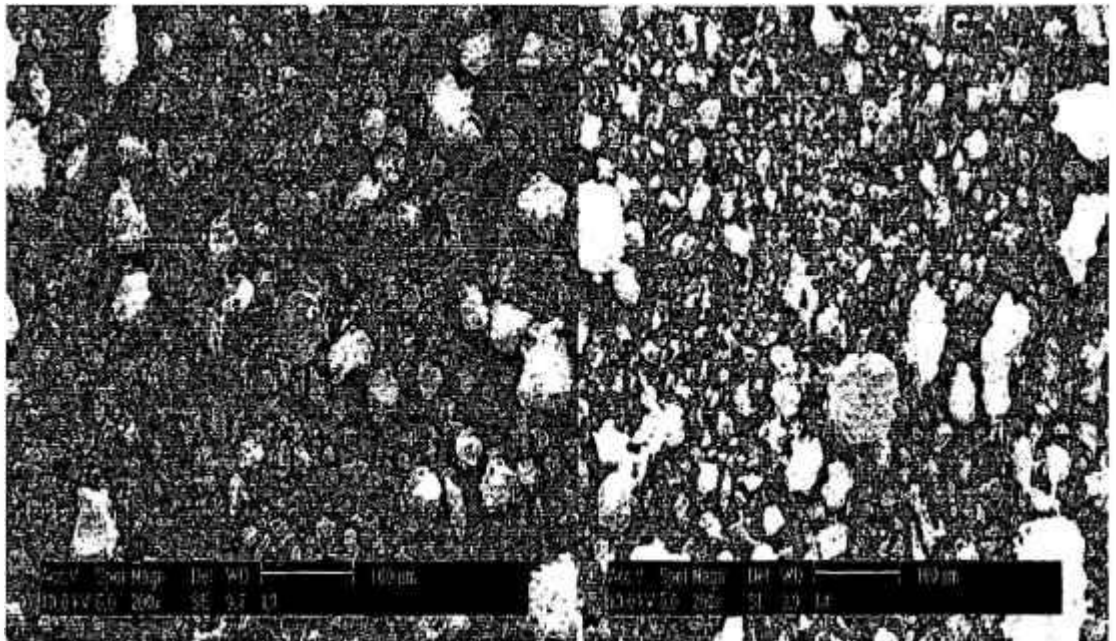


Figura 32 - Amostra 1 (Fev-2004)

Figura 33 - Amostra 2 (Ago/ 2004)

Figuras 32 e 33: Fotomicrografia eletrônica de varredura, mostrando detalhes morfológicos (SEM - 10.000x) das partículas de lodo de ETA.

Os métodos de difração (difração de raios X, difração de nêutrons e difração de elétrons) são de grande importância na análise microestrutural dos materiais. Esses métodos fornecem informações sobre a natureza e os parâmetros do reticulado, assim como detalhes a respeito do tamanho, da perfeição e da orientação dos cristais. As técnicas de difração de nêutrons e difração de elétrons são utilizadas atualmente quase que exclusivamente em conjunto com a microscopia eletrônica (Padilha, Ambrosio Filho, 1985).

A microscopia eletrônica de varredura é um dos mais versáteis instrumentos disponíveis para o exame e análise microestrutural característicos de objetos sólidos. É efetiva de submicron até centenas de micra e, em geral, medem-se apenas algumas dezenas ou centenas de partículas (Goldstein, Yakowitz, Newbury; 1997). As imagens de microscopia eletrônica expostas nas FIG. 32 e 33 mostram, em detalhe, a textura das partículas. Uma avaliação complementar por análise química por energia dispersiva (EDX), confirmou que a composição química predominante é de Si e Al, complementada por Fe, Mg, K, As e Mn. Amostras de lodo da ETA coletadas em períodos de chuvas e estiagem apresentam perfis relativamente estáveis, com concentrações e razões das espécies químicas identificadas relativamente equivalentes. No entanto, diferenças observadas com relação ao silício, por exemplo, devem-se provavelmente a um maior carreamento do solo na região, em virtude da diferença na incidência de chuvas, influenciando na composição da água de captação e, portanto, no lodo produzido pela ETA.

6.4.3 Caracterização dos metais lixiviáveis no lodo

Os resultados obtidos da determinação de metais e elementos-traço presentes nas amostras de lodo seco podem ser observados na TAB.44, referentes às amostras de lodo coletadas nos meses de dezembro de 2003, janeiro e fevereiro de 2004. Com base na caracterização prévia das amostras de lodo pela técnica de fluorescência de raios X, foram determinados os elementos nas frações de digestão total, parcial e lixiviável do lodo de ETA, conforme descrito anteriormente, por meio de análise por ICP-OES. A análise dessas frações no lodo gerado tem grande importância, principalmente por causa dos possíveis efeitos gerados pela presença de metais tóxicos nos despejos. Deste modo, o potencial poluente de resíduos sólidos pode ser verificado em função da determinação das diversas frações dos metais associados a estes resíduos.

TABELA 44 – Concentrações médias dos analitos (mg.kg⁻¹) em diferentes frações de digestão, em amostras de lodo seco, por período de coleta.

Elementos		Concentração Base Seca (mg.kg ⁻¹)								
		Dez/2003			Jan/2004			Fev/2004		
		Total	Parcial	Lixiv.	Total	Parcial	Lixiv.	Total	Parcial	Lixiv.
Na	Média	55.797	2.717	18,0	49.156	3.018	23,2	43.484	5.259	7,54
	Desvio	2.825	974	4,74	13.797	950	12,9	10.018	2.183	1,19
Mg	Média	3.570	2.669	537	2.410	2.349	371	2.002	2.489	369
	Desvio	481	64	9,0	340	35	22	347	87	16
P	Média	960	785	603	980	839	589	952	839	673
	Desvio	103	28	49	14	20	95	47	22	33
K	Média	11.359	1.220	133	9.679	1.708	163	8.502	2.348	134
	Desvio	1.085	1.031	3,0	1.187	206	17	645	432	10
Ca	Média	2.101	1.681	2.780	1.599	1.383	2.372	788	1.178	1.854
	Desvio	182	28	29	919	26	116	132	98	23
Fe	Média	46.921	41.956	8.753	49.233	44.956	12.479	48.369	46.662	9.689
	Desvio	4.931	793	554	832	957	1821	796	1253	246
Ba	Média	802	315	153	602	268	120	428	306	126
	Desvio	78	6,0	2,0	189	8,0	7,0	85	19	2,0
Co	Média	80,7	60,7	8,20	79,0	63,4	9,78	77,5	66,3	754
	Desvio	8,96	1,60	1,39	1,96	1,25	5,80	1,51	2,27	0,59
Al	Média	91.310	53.278	52011	83.067	70.368	79244	59.835	65.547	66.111
	Desvio	12.089	2.390	1.869	377	1.881	4799	5.510	6.016	1052
V	Média	109	71,6	24,6	117	85,8	42,1	120	86,2	34,9
	Desvio	11,7	1,9	1,8	5,5	1,0	7,4	3,1	2,4	0,9
Cr	Média	69,0	45,7	24,5	77,4	52,7	38,9	72,1	50,2	30,8
	Desvio	7,46	0,33	1,07	0,65	0,73	2,61	1,71	1,70	0,93
Mn	Média	995	1005	1184	840	874	947	798	876	970
	Desvio	130	36	6,0	53,1	13,0	45,7	17,9	5,9	22,6
Ni	Média	36,2	19,3	7,53	37,4	19,0	7,98	40,1	22,3	7,53
	Desvio	4,36	1,21	0,01	0,94	0,81	0,77	1,93	2,36	0,01
Cu	Média	51,9	39,2	35,4	51,3	42,3	35,3	53,8	46,8	34,5
	Desvio	3,66	0,99	5,90	1,27	0,68	4,44	0,85	0,86	0,28
Zn	Média	138	105	55,3	174	92,1	56,7	182	110	47,8
	Desvio	17,4	1,42	2,39	23,6	3,72	3,70	22,8	17,2	6,57
Cd	Média	2,71	0,32	0,27	2,08	0,44	0,27	1,80	0,47	0,27
	Desvio	0,31	0,05	0,01	0,28	0,04	0,01	0,15	0,09	0,01
Pb	Média	61,4	64,6	6,53	49,1	56,9	6,53	58,8	62,5	6,53
	Desvio	19,2	0,19	0,01	3,10	2,36	0,01	11,2	1,10	0,01

A utilização de sulfato de alumínio como coagulante, por exemplo, é preocupante quando estudos de caso para alguns metais têm atribuído ao alumínio uma importância crítica em doenças cardiovasculares, além de fortes suspeitas de que altas concentrações deste elemento estejam ligadas ao mal de Alzheimer (Redicdit, 1975).

Avaliando-se os resultados apresentados na TAB.44, podemos observar que os principais elementos obtidos a partir da digestão total das amostras apresentaram níveis de concentração decrescendo na ordem Al>Na>Fe>K>Mg>Ca>Mn>P>Ba. Por outro lado, a digestão parcial das amostras mostrou a seqüência Al>Fe>Na>Mg>Ca>K>Mn>P>Ba, de forma que as diferenças observadas nas concentrações entre Na e Fe para as duas frações são provavelmente decorrentes da associação direta do sódio com estruturas de silicatos. A comparação destas frações com a seqüência obtida por extração dos metais lixiviáveis conforme Al>Fe>Ca>Mn>P>Mg>Ba, apontaram o alumínio em amostras de lodo como um elemento com grande disponibilidade química.

Como a legislação ambiental brasileira ainda não prevê parâmetros para a qualidade de amostras de sedimentos (CONAMA, 2005), os resultados obtidos a partir dos três métodos de digestão propostos foram comparados aos valores de referência para avaliação de sedimentos estabelecidos pelo CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) como TEL (threshold effect level) e PEL (probable effect level), conforme apresentado na TAB.45. De acordo com CCME (1999), os parâmetros dados por limites de PEL representam níveis acima dos quais os metais presentes se encontram geralmente associados a efeitos adversos, enquanto os limites estabelecidos por TEL representam níveis abaixo dos quais efeitos biológicos adversos raramente podem representar algum dano significativo aos organismos aquáticos presentes.

Nos estudos de digestão foram avaliados os elementos Mn, Ca, Al, Cu, P, Cr, Zn, V, Ba, Fe, Ni, Mg, Cd, Pb, Co, K e Na. Nas frações denominadas parcial e lixiviável verifica-se uma grande diferença de solubilização para determinados elementos. A avaliação dos resultados também foi realizada por meio da distribuição, em porcentagem, nas frações parciais e lixiviáveis em relação à concentração total de cada variável analisada, em função do período de coleta (TAB.46). Concentrações altas (> 80% de lixiviação) foram observadas para as variáveis Mn, Ca, Al, Cu, P, Fe, Mg e o Pb, quando foi utilizado o procedimento de solubilização com HNO₃/HCl.

Na fração lixiviável do lodo, somente Mn, Ca e Al apresentaram lixiviação elevada, acima de 80%. Alguns metais tóxicos, como Ni, Cd, Pb e Co foram detectados, mas em níveis de concentração inferiores a 100 mg.kg⁻¹.

TABELA 45 – Intervalo de concentração e concentrações médias dos analitos (mg.kg^{-1}) em diferentes frações de 3 amostras de lodo seco.

PARÂMETRO	Concentração (mg.kg^{-1})			Intervalo de Concentração* (mg.kg^{-1})		
	TEL	PEL	Digestão Total (Média)	Digestão Total	Digestão Parcial	Lixiviável
Al	-	58.030	78.071	59.835 - 91310	53.278 - 70.368	51.550 - 85.833
Na	-	-	49.479	43.484 - 55.797	2.717 - 5.259	7,54 - 23,2
Fe	-	-	48.174	46.921 - 49.233	41.956 - 46.662	8.753 - 12.479
Mg	460	1.100	2.661	2.002 - 3.570	2.349 - 2.669	368 - 537
K	-	-	9.847	8.502 - 11.359	1.220 - 2.348	133 - 163
Ca	-	-	1.496	1.599 - 2.101	1.178 - 1.681	1.854 - 2.780
Mn	-	-	878	797 - 995	873 - 1005	947 - 1.184
P	-	-	964	952 - 981	785 - 839	589 - 673
Ba	-	-	611	428 - 802	269 - 316	120 - 153
Zn	123	315	165	137 - 181	92 - 110	47 - 57
V	-	-	115	109 - 120	72 - 86	24 - 42
Co	50,0	-	79.1	77,5 - 80,7	60,7 - 66,3	7,54 - 9,78
Cr	-	-	73.1	69,7 - 77,4	45,7 - 52,7	24,5 - 38,9
Pb	37,3	90,0	56.4	49,1 - 61,4	56,9 - 64,6	6,50 - 6,53
Cu	35,7	197	52.3	51,3 - 53,8	39,2 - 46,8	34,5 - 35,4
Ni	18,0	35,9	37.9	36,2 - 40,1	19,0 - 22,3	7,53 - 7,98
Cd	0,60	3,53	2,20	1,80 - 2,71	0,32 - 0,47	0,25 - 0,27

*Digestão Total: EPA 3052 (HNO_3/HF)

*Digestão Parcial: EPA 3051 (HNO_3/HCl)

*Lixiviação: HCl $0,1 \text{ mol L}^{-1}$

TEL: níveis abaixo dos quais efeitos biológicos adversos raramente podem representar algum dano significativo aos organismos aquáticos presentes.

PEL: representam níveis acima dos quais os metais presentes se encontram associados a efeitos adversos, onde número de amostras = 3

Por outro lado, a média das concentrações obtidas para o alumínio em todas as frações foi encontrada acima dos limites de PEL ($58.030 \text{ mg.kg}^{-1}$), em todo o período de coleta. Elementos como Na e K, no entanto, mostraram uma baixa taxa de lixiviação, estando elementos associados à matriz silicato. Quando comparada com a fração parcial, a fração lixiviável dos elementos sódio e potássio apresentou valores próximos de 0,4% e 15%, respectivamente.

TABELA 46 – Distribuição das frações parciais e lixiviáveis em relação à concentração total de cada elemento analisado, para cada mês de coleta.

	Dez./2003		Jan./2004		Fev./2004		Valor Médio	
	% Parcial	% Lixiv.	% Parcial	% Lixiv.	% Parcial	% Lixiv.	% Parcial	% Lixiv.
Mn	101	109	104	103	101	102	102	105
Ca	80,0	102	86,4	108	105	103	90,5	104
Al	58,4	56,5	84,7	103	101	102	84,2	96,3
Cu	75,5	68,3	82,5	68,9	87,0	64,2	81,6	67,1
P	81,8	62,9	85,6	60,1	88,1	70,7	85,1	64,6
Cr	65,6	35,1	68,1	50,2	69,6	42,6	67,8	42,7
Zn	76,3	40,2	52,9	32,5	60,9	26,3	63,4	33,0
V	65,8	22,6	73,3	35,9	71,8	29,1	70,3	29,2
Ba	39,4	19,1	44,6	19,9	71,6	29,4	51,8	22,8
Fe	89,4	18,7	91,3	25,4	96,5	20,0	92,4	21,3
Ni	53,3	20,8	50,7	21,3	55,5	18,8	53,2	20,3
Mg	74,8	15,0	97,5	15,4	124	18,4	98,9	16,3
Cd	11,9	9,97	21,3	13,0	25,9	15,0	19,7	12,7
Pb	105	10,6	116	13,3	106	11,1	109	11,7
Co	75,2	10,2	80,2	12,4	85,6	9,73	8,03	3,32
K	10,7	1,17	17,6	1,68	27,6	1,57	18,7	1,48
Na	4,87	0,03	6,14	0,05	12,1	0,02	7,70	0,03

Avaliando-se individualmente cada elemento analisado, verifica-se que o magnésio extraível foi encontrado em uma grande proporção na fração parcial (mais de 75% da fração total), apesar da disponibilidade deste elemento por lixiviação representar somente 20% da porção parcial. Porém, as frações lixiviáveis de magnésio estiveram próximas com os limites de TEL (460 mg.kg^{-1}). O ferro foi encontrado mais associado às frações parciais, com níveis de lixiviação representando de 21% a 27% da porção parcial. O manganês apareceu fracamente associado às fases total e parcial em razão de uma provável adsorção pelas partículas de lodo ou pela associação com matéria orgânica, apresentando um nível de lixiviação perto de 100% quando comparado com o teor total. Apesar de alguns problemas observados nas medidas de cálcio, a razão entre a fração total, parcial e lixiviável apontou este elemento como facilmente disponível ao meio ambiente.

De acordo com os resultados apresentados na TAB.47, o cobre representa o elemento mais facilmente extraível quando se comparam os percentuais das frações parcial e lixiviável, em relação à concentração total. Os resultados para o cobre e cromo obtidos a partir da digestão parcial mostraram níveis de concentrações superiores aos limites de TEL (35 mg.kg^{-1}). Ambos os elementos apresentaram níveis de disponibilidade por lixiviação também próximos aos limites de TEL.

TABELA 47 – Distribuição entre elementos-traços analisados em diferentes frações.

Procedimento	Proporção dos Níveis de Concentração Encontrados entre os Analitos	Percentual das Frações Analisadas, em Relação à Fração Total.
Concentração Total	Zn>V>Co>Cr>Pb>Cu>Ni>Cd	-
		Pb (90%) > Cu ~ Co (80%)
Concentração Parcial	Zn>V>Co>Pb>Cr>Cu>Ni>Cd	V ~ Cr (70%) > Zn (60%) > Ni (50%)
		Cd (20%)
Concentração do Lixiviável	Zn>Cu>V>Cr>Co>Ni>Pb>Cd	Cu (70%) > Cr (40%) > Zn ~ V(30%)
		Ni (20%) > Cd~Pb~Co (10%)

Apesar do zinco apresentar a maior disponibilidade dentre os outros elementos nesta fração, apresenta valores inferiores aos limites de TEL, representando entre 30% a 60% das frações parcial e total deste elemento. Cerca de 70% da concentração de vanádio obtido por digestão total relaciona-se à fração parcial. No entanto, apenas 30% do valor encontrado na fração parcial do vanádio se encontra na forma lixiviável.

As observações obtidas para o cádmio mostraram níveis de concentração em digestão total superiores ao valor relacionado por TEL ($0,60 \text{ mg.kg}^{-1}$). O percentual obtido da digestão parcial e lixiviável deste elemento em relação ao teor total (cerca de 20 e 10%, respectivamente), mostra que boa parte deste elemento deve estar associado à estruturas silicosas, sendo difícil sua disponibilidade para o ambiente. Deve-se atentar ao fato, no entanto, de que próximo de 50% do cádmio encontrado na porção parcial é facilmente lixiviável.

O níquel apresentou níveis de concentração superiores aos limites estabelecidos por TEL ($18,0 \text{ mg.kg}^{-1}$) e PEL ($35,9 \text{ mg.kg}^{-1}$). Da mesma maneira que o cádmio, o níquel mostrou níveis de lixiviação abaixo dos limites de TEL e PEL, representando por cerca de 40% da fração parcial.

Os níveis de concentração totais obtidos para cobalto e chumbo encontram-se superiores aos limites de TEL e entre 80 e 90% destes teores correspondem ao encontrado nas frações parciais, também superiores a estes limites. No entanto, os níveis de lixiviação destes elementos correspondem entre 10 a 15% das frações parciais obtidas, respectivamente. O elemento fósforo apresenta um razoável potencial de disponibilidade, com níveis de 60% em relação à fração total e mais de 70% em relação à fração parcial.

Considerando-se as frações avaliadas para todos os elementos, verifica-se que os elementos Al, Ca, Mn, P e Cu são facilmente extraíveis, demonstrando uma forte disponibilidade ao ambiente, principalmente quando se consideram níveis de lixiviação acima de 50% do teor total encontrado. Nas condições estudadas, a comparação da concentração média de disponibilidade por lixiviação de cada elemento com os limites de TEL, apontaram especificamente Al e Cu como os parâmetros mais importantes para a avaliação de contaminação de áreas próximas ao despejo de lodo por uma ETA.

Por outro lado, apesar da baixa disponibilidade identificada para alguns metais tóxicos presentes nas amostras de lodo, a interação destes metais em cursos d'água pode mudar em função de alterações físico-químicas no ambiente. Tais mudanças, causadas por fontes antropogênicas, podem aumentar processos de lixiviação destes metais para águas superficiais (Salomons, 1995). Isto pode ser esperado para alguns elementos cujos níveis de disponibilidade por lixiviação representem pelo menos 50% do encontrado em digestões parciais das amostras de lodo, como os elementos Zn, Ni e Cr.

6.5 Avaliação físico-química da água no sistema de tratamento e no descarte do lodo

Na TAB.48 são mostrados os resultados quanto à caracterização das variáveis físico-químicas da água ao longo de todo o processo de tratamento, desde a captação no rio

Ribeira de Iguape até o final do descarte do lodo da ETA. Os resultados correspondem especialmente à ocorrência de metais solúveis na água na etapa do processo de despejo do lodo, em coletas de amostras de hora em hora na saída do cano de descarte do lodo do tanque de decantação, às margens do rio Sem Nome.

TABELA 48 – Variação da concentração (mg.L^{-1}) dos metais dissolvidos ao longo do processo de tratamento, entre os meses de junho e julho de 2004.

Variáveis	Concentração (mg.L^{-1})													
	Ribeira de Iguape	Captação	Floculação	Decantação	Efluente da ETA (Lavagem do Lodo do Decantador)									
					1h	2h	3h	4h	5h	6h	7h	8h	9h	10h
Na	2,4	2,4	2,5	2,5	3,3	3,8	3,4	2,4	2,2	2,2	2,1	2,1	3,4	2,1
Mg	3,4	3,4	3,5	3,6	7,8	8,5	5,9	2,2	2,5	2,4	2,3	2,0	2,6	2,5
K	0,60	0,60	0,63	0,61	2,0	1,9	1,6	0,76	0,83	0,79	0,75	0,70	0,92	0,8
Ca	8,5	8,7	8,9	9,9	15	16	12	3,5	4,0	3,6	3,4	3,0	3,8	3,5
Fe	0,48	0,39	0,77	0,10	0,10	0,12	0,08	0,26	0,05	0,09	0,01	0,17	0,03	<0,004
Ba	0,03	0,03	0,03	0,32	0,19	0,25	0,19	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Al	0,12	0,07	2,0	0,43	0,18	0,14	0,15	0,39	0,11	0,15	0,05	0,13	0,08	0,05
Mn	0,04	0,03	0,03	0,01	9,9	16	3,6	0,72	0,67	0,36	0,22	0,12	0,24	0,09

Na FIG.34 mostram-se os valores médios dos resultados obtidos nos vários pontos de monitoramento, em relação à concentração dos metais e elementos-traço na fração solúvel das amostras de água ao longo de todo o processo de tratamento e durante a etapa do processo de descarte, em um ciclo completo de limpeza do decantador.

Os resultados da qualidade da água no Rio Ribeira de Iguape após a ETA também estão apresentados. Nas FIG. 35 e 36 são mostrados os perfis da variação do pH e da turbidez no processo de descarte do lodo. Os resultados obtidos permitiram estabelecer um perfil da ETA de Registro conforme mostrado na FIG.34, evidenciando o comportamento de cada parâmetro analisado na fração solúvel das amostras coletadas ao longo do processo de tratamento de água.

**Monitoramento do Teor de Metais na Fração Solúvel da Água Coletada da
Captação ao Despejo do Lodo de Decantação, no Entorno da ETA de Registro**

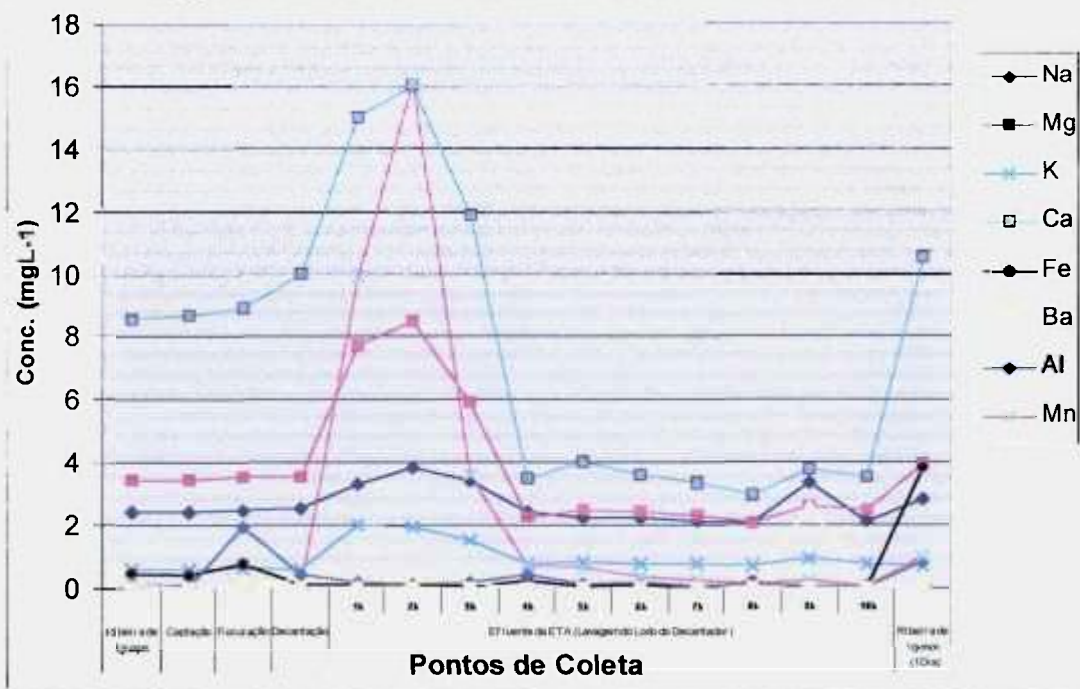


FIGURA 34 – Perfil do processo de tratamento de água e descarte, a partir da análise de Na, Mg, K, Ca, Fe, Ba, Al e Mn presentes no lodo da ETA de Registro.

Avaliando-se as concentrações dos elementos estudados, verificou-se que alguns dos valores ficaram abaixo do limite de determinação da metodologia aplicada (Co, B, V, Cr, Ni, Cu, Mo, Ag, Cd e Sn). Nestes casos, utilizou-se como valor medido o limite de determinação do método. Estes valores indicam que a concentração desses elementos é extremamente baixa.

Os resultados mostram que ocorreu um aumento na concentração dos elementos Ca, Mn, Mg, K e Na durante as primeiras três horas do processo de descarte. Esses elementos, além de serem abundantes na crosta terrestre, apresentando uma ocorrência comum na água bruta, estão presentes no processo de adição de produtos químicos na etapa de tratamento.

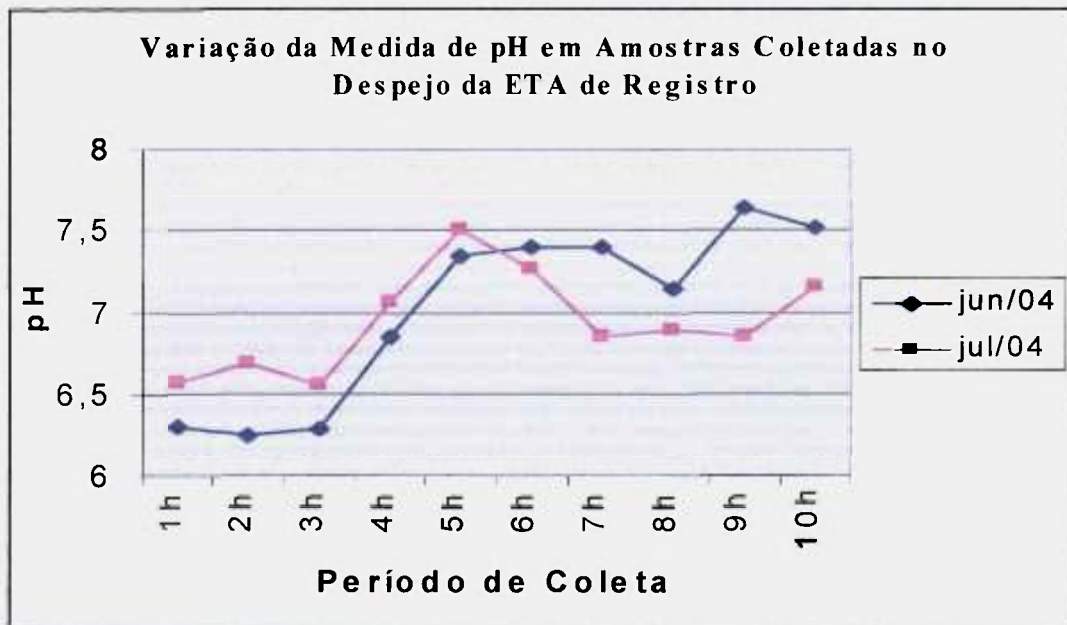


FIGURA 35 – Perfil do pH no processo de descarte do lodo do decantador e do filtro.

Um aumento na concentração desses elementos também foi observado no processo de limpeza dos filtros, a partir da 9ª hora monitorada (FIG.34). A partir da quarta hora do início do despejo, os níveis de concentração para este grupo de elementos ficaram abaixo de 5mg.L^{-1} .

Os elementos Fe (15mg.L^{-1}) e Ba (5mg.L^{-1}), apresentaram níveis de concentração abaixo do valor máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357. O aumento da concentração de Al observada na etapa de floculação está relacionado à adição do sulfato de alumínio como coagulante. O decréscimo de concentração observado posteriormente sugere que a maior parte do elemento está associada à fração insolúvel.

O manganês esteve presente em baixas concentrações em todo o processo da ETA, porém, apresentou uma elevação na sua concentração durante o processo de limpeza do decantador, atingindo níveis de concentração muito acima do valor permitido para lançamento ($1,0\text{mg.L}^{-1}$). A presença deste elemento pode estar associada à adição dos insumos utilizados no tratamento de água, ou mesmo à presença (apesar de em níveis traços) na água de captação na forma de complexos com compostos húmicos (Scalize, 2004), passando por processos de pré-concentração como os observados para Ca, Mg e K.

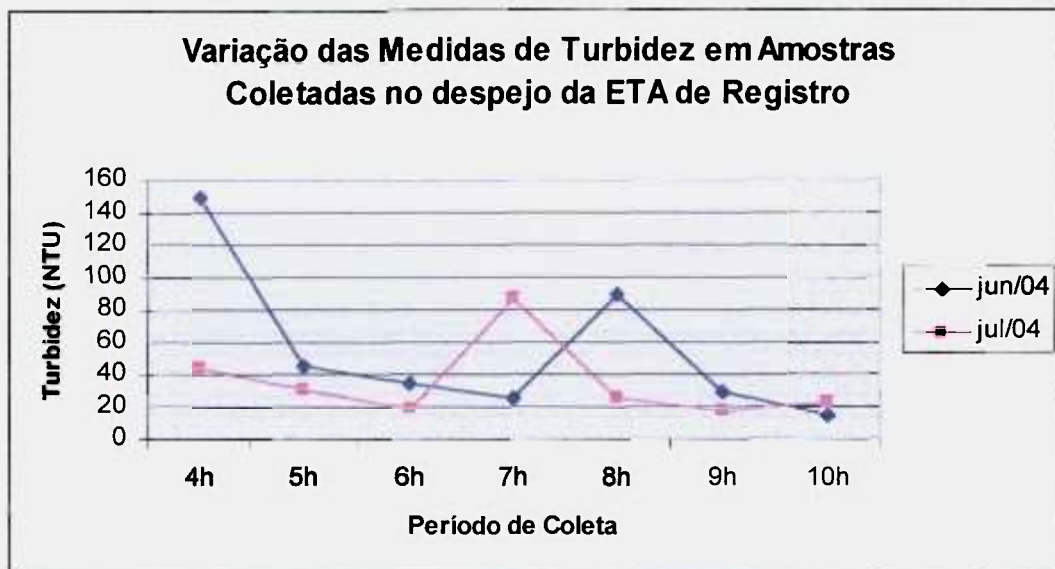


FIGURA 36 – Variação das medidas de turbidez do despejo da ETA, período junho e julho de 2004.

No caso específico do manganês, hidróxidos insolúveis em água são formados durante a etapa de correção de pH na ETA (da mesma forma que alguns metais como o ferro). Porém, condições anaeróbias ou do baixo pH encontradas no fundo dos tanques de decantação podem favorecer a dissolução dos sólidos depositados destes elementos, tornando-os presentes no lodo na forma de substâncias dissolvidas. Quando estes sólidos depositados no fundo dos decantadores são perturbados, como durante a lavagem dos decantadores ou quando o lodo de fundo dos tanques é descartado, estes elementos podem ser eliminados no descarte em concentrações maiores, encontrando-se na fração solúvel do despejo (Furrey, 2000). Deste modo, os altos teores de manganês verificados em até três horas a partir do início da operação, também inviabilizam o descarte do lodo *in natura* em cursos d'água. Em razão da alta concentração de manganês observada e da possibilidade de sua presença estar relacionada ao grande volume de sulfato de alumínio adicionado na ETA, a determinação de manganês foi efetuada nas amostras de coagulante utilizado na ETA.

Os resultados permitiram observar também que no processo de lavagem dos filtros (a partir de oito horas do início do despejo do lodo) ocorre um novo incremento nas concentrações de alguns elementos. No entanto, nesta etapa nenhum dos elementos analisados apresentou níveis de concentração acima dos valores permitidos pela legislação.

De acordo com a FIG.35, o monitoramento do pH mostrou que o despejo da ETA apresentou uma variação pouco significativa, especialmente entre o início e o fim do processo de lançamento. O material descartado encontra-se dentro das condições de lançamento de efluentes para este parâmetro (pH entre 5 e 9), conforme CONAMA 357, apesar do córrego receptor ter apresentado no momento anterior ao lançamento da ETA, um valor de pH próximo a 6,9 para ambos os meses. Medidas de pH em torno de 7 mostrando um meio relativamente neutro no despejo do lodo decorrem das condições de tratamento da própria ETA, onde metais traços são praticamente insolúveis nestas condições, facilitando sua separação (Barroso, 2002 apud AWWARF & KIWA).

A FIG.36 mostra a avaliação da turbidez em razão da presença de materiais em suspensão até a 5ª hora do início do despejo. No período até 3 horas foi observado um nível de turbidez acima de 1.000 NTU, comprovando o forte comprometimento para o corpo d'água do despejo da ETA, nesta fase inicial. Em razão dos valores de turbidez encontrados, pôde ser verificado que até a terceira hora após o início da lavagem do decantador ocorre o despejo da maior parte do lodo depositado na ETA. Somente após a 10ª hora os níveis de turbidez do córrego receptor retornam para níveis naturais constatados por medição prévia de 25 e 23 NTU, respectivamente, para ambos os meses.

Apesar do corpo d'água receptor possuir uma vazão média estimada (para períodos de estiagem) em $44L.s^{-1}$, o que garante uma velocidade de circulação, é visível no local de despejo da ETA o assoreamento causado pelo descarte sistemático do lodo (FIG.37).



FIGURA 37 – Córrego da ETA, no período de estiagem (Agosto/2004).

O depósito de lodo no corpo receptor pode ser facilmente diferenciado do sedimento do rio em função da tonalidade apresentada. Ainda que após 4 horas do início do despejo as medidas de turbidez encontrem-se abaixo de 160 NTU, percebe-se que neste local o curso d'água não dispersa o lançamento de efluentes da ETA. Considerando-se as medidas de manganês e de turbidez no início do despejo, pode-se admitir o período de até três horas do descarte como um período crítico para o lançamento dos efluentes da ETA.

6.6 Tratamento matemático e estatístico dos dados utilizando gráficos ternários

Com o objetivo de verificar a hipótese de que existe uma correlação dos parâmetros medidos na água durante o processo de tratamento, foram utilizados gráficos ternários. Os gráficos ternários constituem-se de uma comparação direta entre três componentes de um sistema, onde um dado ponto localizado em um dos vértices do triângulo indica que a concentração do componente correspondente àquele vértice será de 100% em relação aos outros dois componentes. Por outro lado, um dado ponto localizado exatamente no centro do triângulo mostra que o percentual relativo entre os três componentes é exatamente igual. Foram elaborados gráficos ternários correlacionando os elementos Ca, Mg e Mn em diversas etapas do descarte do lodo da ETA. Nas FIG.38 e 39 apresentam-se a relação entre os elementos Ca, Mg e Mn, em amostras de descarte do lodo da ETA nos meses de junho e julho de 2004, respectivamente.

A relação entre os elementos Ca, Mg e Mn demonstrou que a semelhança composicional observada entre os elementos Ca e Mg é decorrente desses elementos estarem associados quimicamente, preservando sua origem natural. A variação da proporção do manganês em relação ao Ca e ao Mg mostrou uma tendência no decréscimo nas concentrações de Mn, indicando processos de eliminação do elemento no próprio despejo, conforme pode ser observado nos gráficos das FIG.38 e 39 e em função do deslocamento dos pontos para o eixo Ca - Mg. Uma avaliação dos dois gráficos permite concluir que ambos possuem tendências semelhantes, com a diminuição acentuada da presença de manganês nas amostras de despejo em um período de até 10 horas a partir do início do descarte.

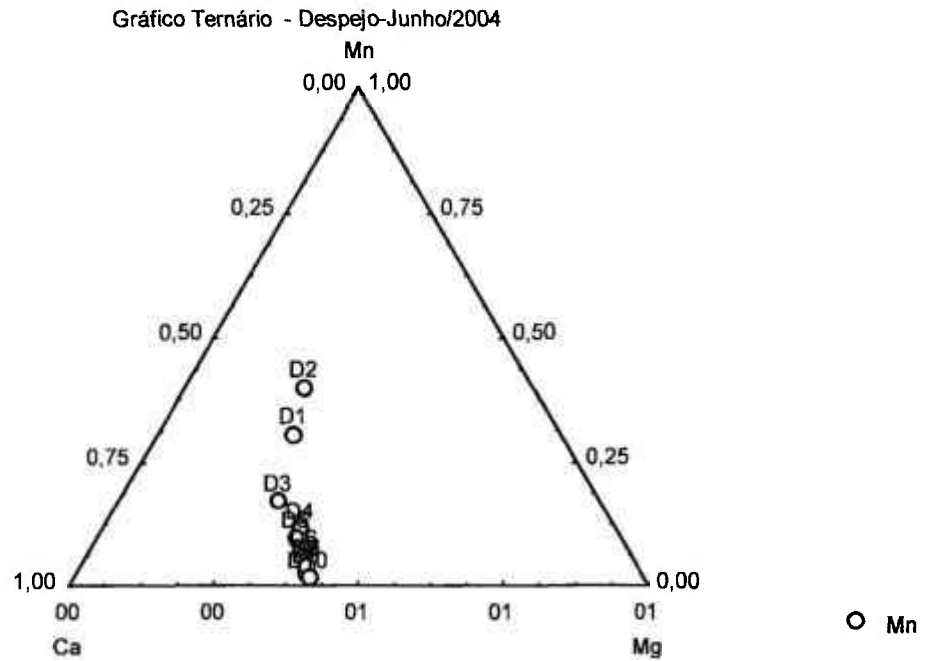


FIGURA 38 - Gráficos ternários correlacionando os elementos Ca, Mg e Mn presentes na fração solúvel do despejo, nas primeiras 10 horas de descarte (D1 a D10) – Junho/2004.

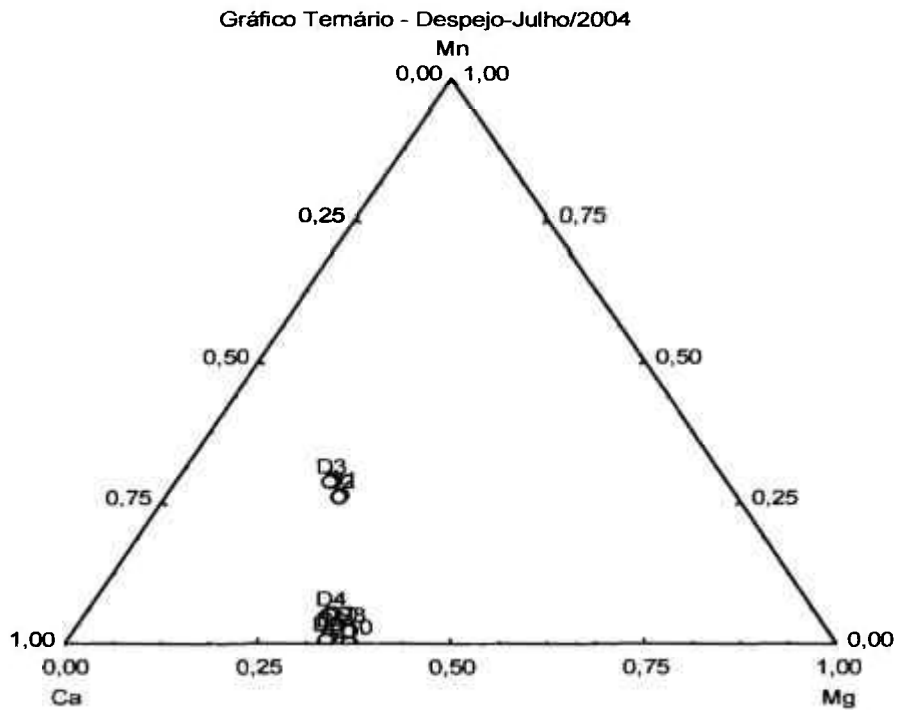


FIGURA 39 - Gráfico ternário correlacionando os elementos Ca, Mg e Mn presentes na fração solúvel do despejo, nas primeiras 10 horas de descarte – Julho/2004.

A diferença observada nas distribuições entre os três elementos, portanto, reforçam a idéia de que a presença do manganês no lançamento da ETA está relacionada à sua presença em alguns dos insumos adicionados pela própria ETA durante as operações de tratamento de água (TAB.36). O padrão de distribuição observado entre Ca e Mg ao longo de todo o período do despejo pode estar associado à grande presença de calcário na região do Ribeira de Iguape, principalmente porque esta relação também foi verificada na água de captação, no rio Ribeira de Iguape (FIG.40).

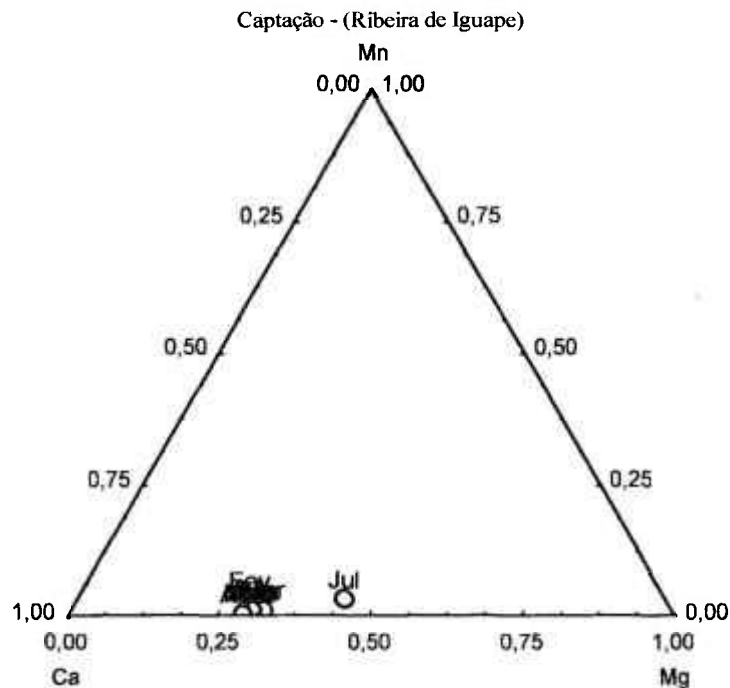


FIGURA 40 - Gráfico ternário correlacionando os elementos Ca, Mg e Mn no rio Ribeira de Iguape (composição média no período de estudo), no ponto de captação da ETA, no período de Dezembro/2003 a Agosto/2004, para um total de nove amostras.

6.7. Avaliação do impacto do despejo da ETA no curso d'água

Na TAB. 49 apresentam-se os resultados obtidos do monitoramento da qualidade da água do corpo receptor, visando o acompanhamento do processo do descarte do lodo de ETA. O despejo do lodo foi avaliado por um período de 6 horas, iniciado em 1 hora após o início do descarte (T1) e demais cinco horas subsequentes (T2; T3; T4; T5; T6) determinados no local do despejo, a 50 metros do descarte e a 300 metros do descarte.

TABELA 49 – Caracterização do corpo receptor quanto à série de sólidos, pH e turbidez, durante o período até 6h após o início do descarte do lodo.

Pontos de coleta	Parâmetros	Período de coleta (horas)					
		T1	T2	T3	T4	T5	T6
Local do Descarte	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	12.066	3.868	1.548	190	92	128
	Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	9.816	3.070	1.170	100	66	57
	Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	2.250	798	378	90	26	71
	Turbidez (NTU)	>1.000	85	18	41	23	14
	pH	6,49	6,85	7,06	7,52	7,68	7,76
50 m	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	2.594	636	507	304	216	242
	Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	1.908	458	334	180	188	197
	Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	686	178	173	124	28	45
	Turbidez (NTU)	140	79	85	53	46	45
	pH	6,67	6,67	7,03	6,91	6,68	6,92
300 m	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	118	118	94	108	84	123
	Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	84	80	31	50	56	60
	Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	34	38	63	58	29	63
	Turbidez (NTU)	23	24	21	19	17	17
	pH	6,67	6,64	6,58	6,60	6,64	6,72

T1 a T6 - Período de coleta em horas, uma hora após o início do descarte.

Com exceção do pH, todos os parâmetros considerados apresentaram valores mais elevados no local de descarte, comparando-se com as coletas realizadas a 50 m e a 300 m do local do despejo. Embora as medidas de turbidez representem um parâmetro importante para a avaliação do despejo, as medidas de sólidos totais realizadas fornecem um perfil mais exato da evolução do lodo no corpo d'água. Na FIG.41 é apresentada a variação da concentração de sólidos totais no efluente de despejo, a 50 m e a 300 m do descarte no córrego receptor, durante o período de descarte do lodo do decantador.

Verifica-se que, nas condições analisadas, o impacto do lodo no rio Sem Nome se dá por um período crítico de até quatro horas e a uma distância de no máximo de 50 m do local de despejo. Os resultados obtidos nas coletas realizadas a 300 m do lançamento da ETA não indicam qualquer indício de impacto do lodo, mostrando que o rio Sem Nome não apresenta risco de contaminação ao Rio Ribeira de Iguape.



FIGURA 41 – Avaliação do teor de sólidos totais no córrego receptor até seis horas (D1 a D6) do início do descarte da ETA.

Na TAB.50 são apresentados os resultados obtidos da caracterização do corpo receptor quanto a metais e elementos-traço durante o processo de descarte de lodo pela ETA. Pode ser observado que os valores a montante são relativamente maiores quando comparado com as características do corpo receptor. Porém, não alteram o ambiente de modo significativo. Os elementos Co, B, V, Cr, Ni, Cu, Mo, Ag, Cd e Sn também foram analisados, porém apresentaram níveis de concentração abaixo dos limites de determinação da metodologia aplicada.

Conforme mostrado na FIG. 42, medidas de Na, P e K apresentam valores mais elevados nas medidas realizadas a 50 m do despejo. Não se observou nenhuma tendência dos valores resultantes deste ponto de coleta, para os outros coletados no local do próprio despejo e a 300 m do lançamento.

TABELA 50 – Caracterização do corpo receptor quanto a metais e elementos-traço durante o processo de descarte de lodo pela ETA.

Período de coleta (Horas)	Local coleta	Concentração (mg.L ⁻¹)								
		Na	Mg	P	K	Ca	Fe	Ba	Al	Mn
	Montante** (Dia do descarte)	26,35	4,4	1,25	3,35	15,2	4,00	0,049	0,12	0,11
	Montante*** (Média do Monitoramento)	14,75	4,2	0,93	2,47	12,7	3,56	0,050	0,10	0,14
1h	Despejo*	3,14	3,0	<0,02	0,84	5,30	0,03	0,056	0,077	2,37
	50m	9,71	3,6	<0,02	1,89	5,13	0,05	0,047	0,094	1,33
	300m	6,45	2,5	0,36	0,96	2,82	2,07	0,022	0,244	<LQ
2h	Despejo*	2,70	2,4	<0,02	0,77	3,98	0,13	0,031	0,266	0,93
	50m	16,5	4,1	0,31	2,83	6,75	0,77	0,049	0,121	0,83
	300m	7,36	2,7	0,51	1,11	3,11	2,37	0,027	0,199	0,08
3h	Despejo*	2,47	2,7	<0,02	0,73	3,37	0,02	0,022	0,067	0,36
	50m	2,90	3,0	<0,02	0,76	3,68	0,03	0,020	0,071	0,17
	300m	5,30	2,2	0,24	0,77	2,49	2,13	0,021	0,223	<LQ
4h	Despejo*	2,66	3,1	<0,02	0,79	4,16	0,02	0,031	0,053	0,62
	50m	19,6	4,3	1,87	3,02	6,88	3,59	0,042	0,301	0,12
	300m	4,77	2,6	0,11	0,71	2,83	1,63	0,019	0,179	<LQ
5h	Despejo*	3,07	2,9	<0,02	0,72	3,45	0,03	0,020	0,091	0,21
	50m	20,4	4,3	1,70	3,08	7,19	3,14	0,042	0,203	0,24
	300m	5,24	2,5	0,06	0,76	2,62	1,83	0,020	0,147	<LQ
6h	Despejo*	2,53	2,9	<0,02	0,68	3,50	0,02	0,019	0,079	0,14
	50m	21,7	4,3	1,69	3,25	7,04	3,00	0,037	0,236	0,17
	300m	5,37	2,5	0,07	0,76	2,54	2,01	0,030	0,178	0,33

*Local do despejo, no rio Sem Nome.

**Medidas realizadas (n=1) a montante do local despejo, em 1 dia após do descarte.

***Média das medidas (n=9) em todo o período (Dez./2003 a Ago./2004), em 1 dia após o descarte.

Em uma primeira avaliação, podem-se assumir estes valores de concentração para estes elementos como de natureza antrópica, sem nenhuma relação com o despejo da ETA. A análise de elementos como Ca, Mg e Ba mostrou haver um *background* natural destes elementos, pela similaridade encontrada em todos os pontos de coleta a jusante do descarte, não demonstrando efeitos imediatos do despejo da ETA no corpo d'água receptor, para estes elementos.

Na FIG.43 é mostrado que os teores de Al e Fe encontrados podem estar associados a fatores naturais e mesmo a influências antrópicas, sem demonstrar nenhuma tendência causada pelo descarte da ETA.

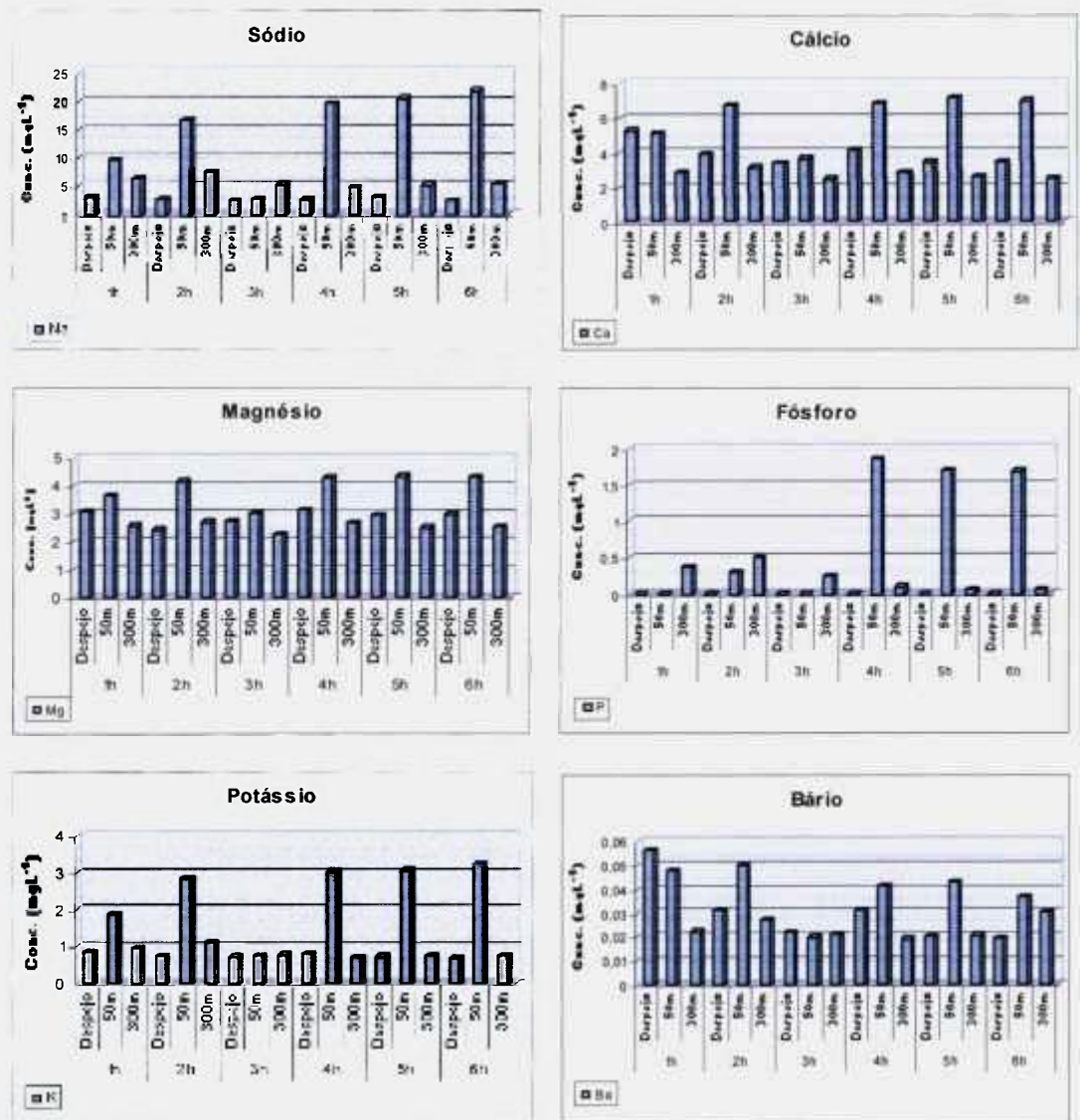


FIGURA 42 – Seqüência de gráficos resultantes da avaliação da propagação do despejo da ETA no curso d'água receptor, em razão da análise de elementos majoritários encontrados.

A análise de manganês, por outro lado, aponta para um decréscimo gradativo nos teores encontrados a partir do início do lançamento dos resíduos da ETA, de acordo com a FIG.44. Percebe-se que até a segunda hora do lançamento, o impacto ocorre em até 50 m do próprio local de despejo.

A partir da terceira hora, porém, os níveis de manganês verificados a partir de 50 m tendem para um background natural. Até o início da quarta hora a partir do início do despejo ainda percebe-se um impacto do lodo no local de lançamento. Em relação às medidas de manganês encontradas, não se verifica impacto no rio Sem Nome a partir da quinta hora do início do despejo, mostrando que o processo de dispersão dos resíduos da ETA ocorre a partir deste período.

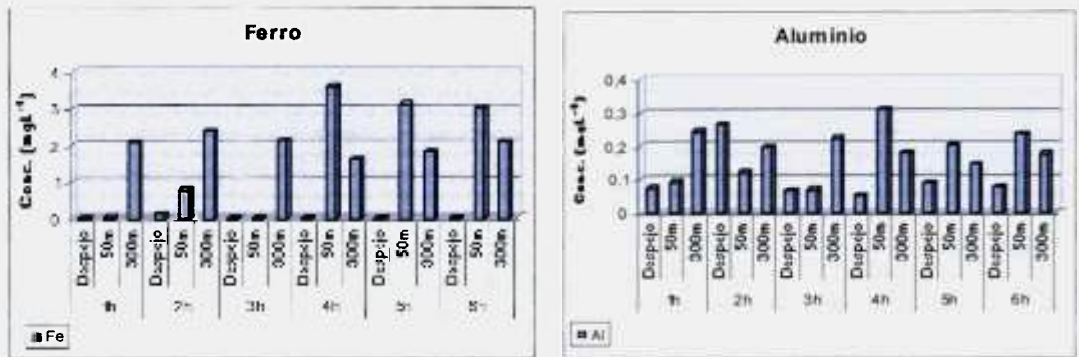


FIGURA 43 – Avaliação da propagação do despejo da ETA no curso d'água receptor, em função da análise dos elementos majoritários encontrados.

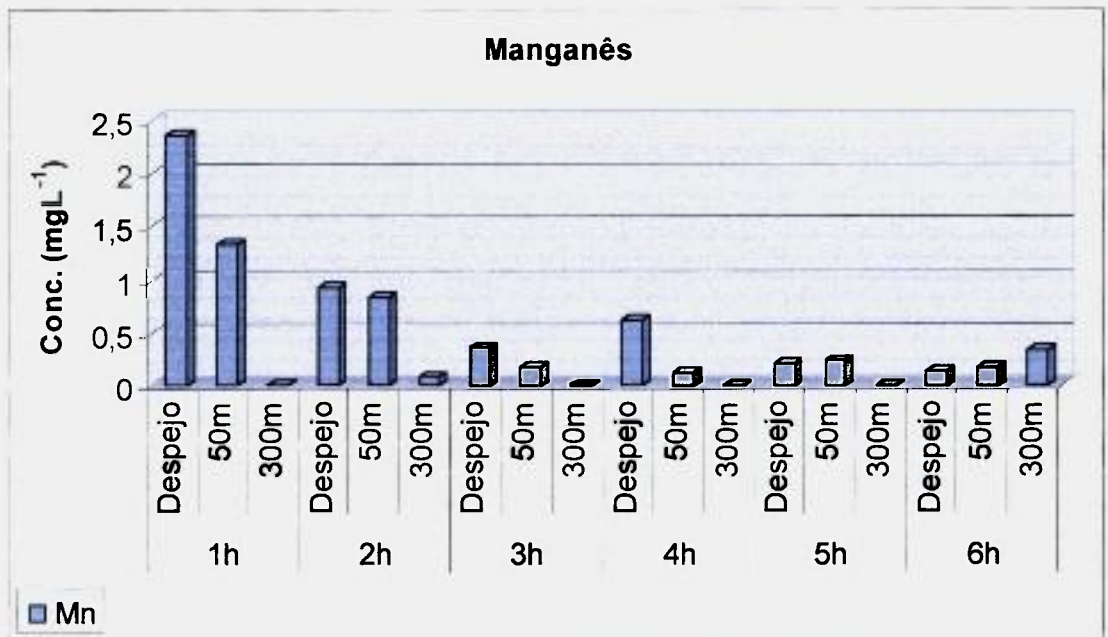


FIGURA 44 – Avaliação da propagação do despejo da ETA no curso d'água receptor, em razão da análise de manganês.

A análise dos elementos encontrados em pontos de coleta a jusante do descarte da ETA mostraram que, nas condições estudadas, o Mn é o elemento que pode ser melhor utilizado como rastreador do descarte da ETA, especialmente por não ser comum à composição do solo ou sedimento da região.

6.8. Análise das amostras de águas superficiais

Na FIG.45 é mostrado um perfil das medidas de concentração de elementos majoritários presentes na fração solúvel de amostras de águas superficiais nos pontos de coleta P1, P2, P5 e P6, em 1 dia após o descarte de lodo pela ETA de Registro. As medidas correspondem as coletas mensais realizadas entre Dezembro de 2003 e Agosto de 2004.

Em uma primeira avaliação, verificou-se que foram encontrados níveis de concentração semelhantes entre os pontos de coleta P1 e P2, correspondentes a montante e jusante do Rio Sem Nome, respectivamente. A similaridade encontrada demonstra que, dentro dos parâmetros avaliados, não há evidência direta de impacto do despejo mensal da ETA no curso d'água receptor (Rio Sem Nome). O mesmo foi observado entre os pontos P5 e P6, correspondentes à montante e jusante da contribuição do Rio Sem Nome no Rio Ribeira de Iguape, indicando uma rápida dispersão do efluente da ETA. A avaliação destes dois pontos de coleta demonstra que o despejo da ETA no curso d'água receptor (Rio Sem Nome) também não compromete diretamente a qualidade das águas superficiais do rio Ribeira de Iguape. Por outro lado, a diferença nos níveis de concentração de P encontrados nos pontos de coleta no Rio Sem Nome (P1 e P2) e o Rio Ribeira de Iguape (P5 e P6), evidencia também uma diferença na qualidade das águas dos rios estudados, em decorrência de descarga irregular de esgoto por todo o percurso do mesmo rio, conforme observado ao longo de todo o período de monitoramento.

Resultados obtidos nos pontos de coleta P3 e P4 não foram inclusos, pois avaliações preliminares mostraram que o Ribeirão de Registro não apresentou qualquer influência nos níveis de metais encontrados nos rios Sem Nome e Ribeira de Iguape. Na FIG.45 é mostrado, portanto, que medidas dos elementos Na, Ca, Mg, P, Fe e K não demonstraram impacto do descarte do lodo, especialmente quando se consideram os resultados obtidos em P2.

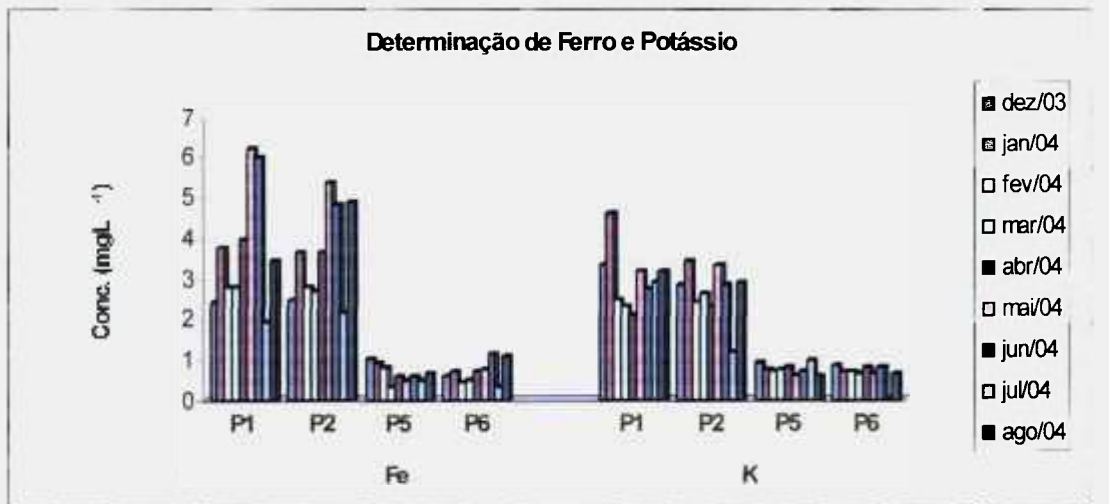
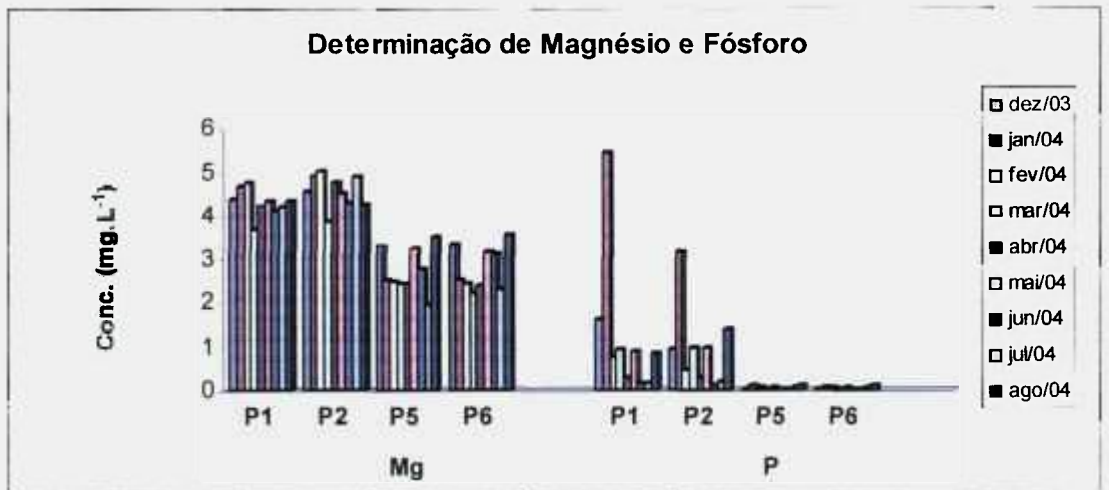
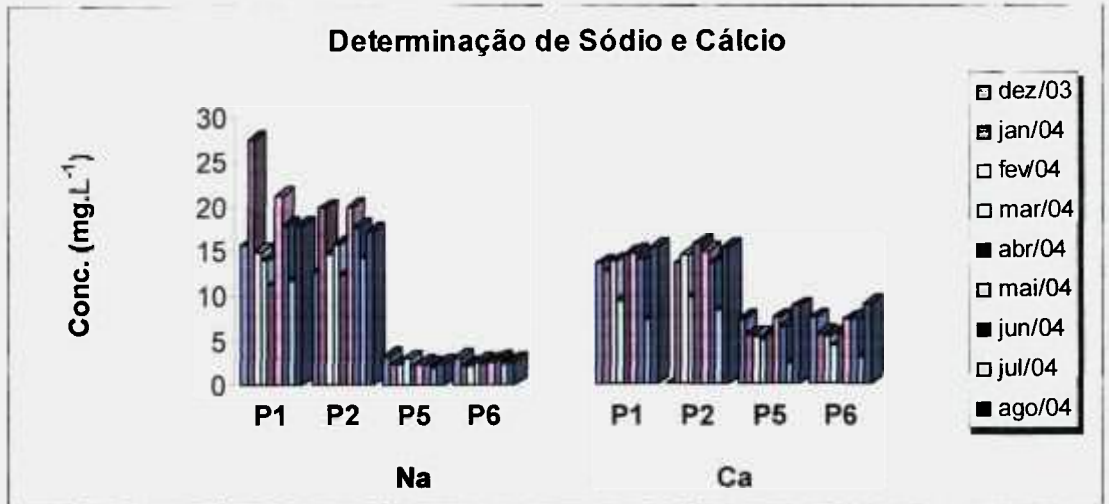


FIGURA 45 – Elementos majoritários em águas superficiais.

Os resultados obtidos no entorno da ETA de Registro para as análises de Fe (FIG.46) reforçam este argumento, por mostrar níveis elevados de concentração em todos os pontos de coleta quando comparados aos níveis estabelecidos pelo CONAMA e não apenas nos pontos referentes à jusante do descarte, como seria esperado.

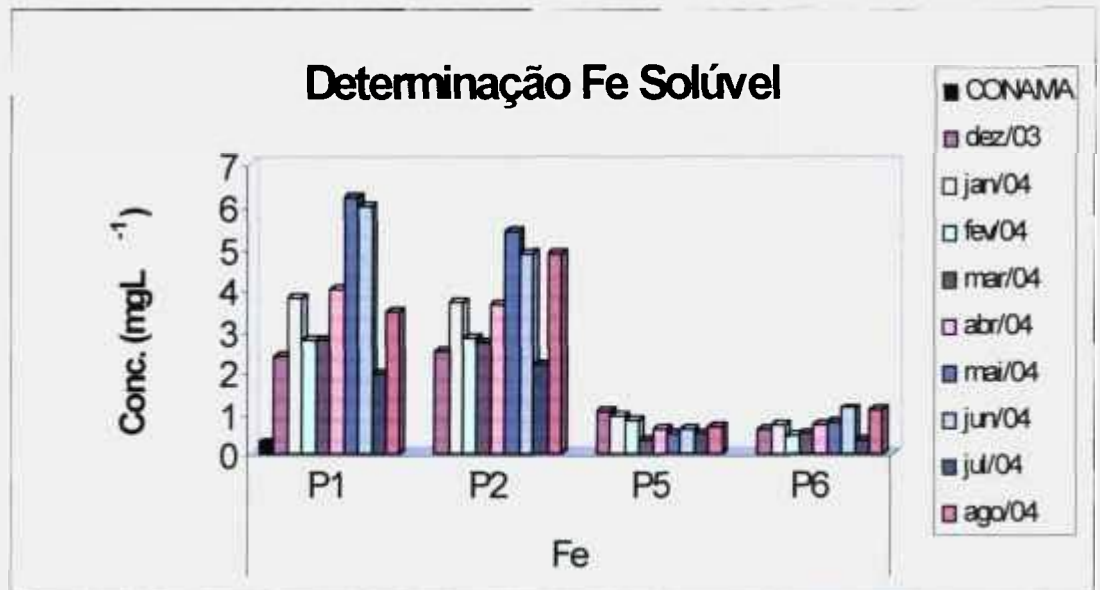


FIGURA 46 – Determinação de Fe solúvel em águas superficiais.

Na TAB.51 são mostrados os resultados obtidos para elementos em níveis de traços, obtidos em cada mês do período de monitoramento. Considerando-se os resultados obtidos no período para alguns metais tóxicos avaliados, verificou-se que elementos como Al, Mn, Ni, Zn, Ag e Cd, foram detectados em algumas coletas em níveis acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA.

Na TAB.51 também é mostrado que em cada local de coleta, os níveis encontrados para estes elementos não representam uma consequência direta do descarte de lodo pela ETA, quando se compara as medidas realizadas à montante e jusante do descarte.

A comparação dos dados obtidos para os elementos Ba, Mn e Zn, mostrada na FIG. 47 reforça este argumento. As medidas efetuadas nos locais de coleta P5 e P6 mostram também que não há impacto do desaguamento do rio Sem Nome com o rio Ribeira de Iguape.

TABELA 51 – Concentrações de metais em níveis de traços na fração solúvel de amostras de águas superficiais nos pontos de coleta, obtidos em cada mês do período de monitoramento, em 1 dia após o descarte.

		Concentração (mg.L ⁻¹)									
		CONAMA 357	Dez./03	Jan./04	Fev./04	Mar./04	Abr./04	Mai./04	Jun./04	Jul./04	Ago./04
Ba	P1	0,7	0,057	0,044	0,048	0,058	0,047	0,051	0,047	0,036	0,0520
	P2		0,056	0,047	0,052	0,059	0,052	0,056	0,051	0,040	0,050
	P5		0,046	0,037	0,037	0,041	0,037	0,026	0,035	0,030	0,032
	P6		0,043	0,040	0,035	0,033	0,034	0,029	0,042	0,018	0,043
Co	P1	0,05	<LQ	0,010	0,006	<LQ	0,012	<LQ	<LQ	0,013	<LQ
	P2		<LQ	0,008	0,005	<LQ	0,014	<LQ	<LQ	0,013	<LQ
	P5		<LQ	0,009	0,004	<LQ	0,011	<LQ	<LQ	0,013	<LQ
	P6		<LQ	0,008	0,007	<LQ	0,011	<LQ	<LQ	0,013	<LQ
B	P1	0,5	0,014	<LQ	<LQ	<LQ	0,013	0,023	0,022	0,015	0,027
	P2		0,011	<LQ	<LQ	<LQ	0,013	0,022	0,019	0,020	0,032
	P5		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,006	0,002	0,012	0,0152
	P6		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,006	0,002	0,014	0,0175
Al	P1	0,1	0,106	0,174	0,017	0,053	0,050	0,081	0,055	0,168	0,170
	P2		0,147	0,129	0,028	0,183	0,080	0,103	0,307	0,198	0,290
	P5		0,124	0,404	0,037	0,185	0,196	0,067	0,157	0,224	0,169
	P6		0,108	0,158	0,045	0,123	0,163	0,108	0,147	0,185	0,173
V	P1	0,1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,011
	P2		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,008	0,012
	P5		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,017	0,015
	P6		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,018	0,0161	
Cr	P1	0,05	0,007	<LQ	<LQ	0,027	0,027	0,032	0,009	<LQ	0,009
	P2		0,010	<LQ	0,004	0,028	0,029	0,030	0,005	<LQ	0,011
	P5		0,012	<LQ	0,011	0,031	0,033	0,033	0,006	0,008	0,012
	P6		0,009	<LQ	0,012	0,031	0,041	0,031	0,006	0,010	0,0124
Mn	P1	0,1	0,118	0,101	0,143	0,146	0,171	0,126	0,138	0,161	0,140
	P2		0,223	0,090	0,156	0,147	0,182	0,127	0,149	0,210	0,154
	P5		0,107	0,058	0,108	0,102	0,097	0,040	0,076	0,077	0,062
	P6		0,070	0,082	0,059	0,085	0,078	0,094	0,252	0,042	0,408
Ni	P1	0,025	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	0,004	0,023
	P2		<LQ	<LQ	0,003	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	0,007	0,025
	P5		<LQ	<LQ	0,005	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	0,017	0,029
	P6		<LQ	<LQ	0,004	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	0,019	0,030
Cu	P1	0,009	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,004	<LQ
	P2		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,005	0,003
	P5		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,015	0,003
	P6		<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,016	0,005	
Zn	P1	0,18	0,078	0,087	0,328	0,007	0,014	0,010	<LQ	0,023	0,099
	P2		0,025	0,085	0,193	0,009	0,005	0,006	<LQ	0,016	0,074
	P5		0,059	0,103	0,018	0,007	0,006	0,003	<LQ	0,027	0,036
	P6		0,038	0,083	0,045	0,010	0,005	0,005	<LQ	0,033	0,016
Mo	P1	-	0,002	<LQ	0,012	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,019
	P2		<LQ	<LQ	0,008	<LQ	<LQ	0,003	<LQ	<LQ	0,022
	P5		<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	0,001	<LQ	0,006	0,020
	P6		<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ	0,008	0,022	
Ag	P1	0,01	0,005	<LQ	0,008	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,011
	P2		<LQ	<LQ	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,012
	P5		<LQ	<LQ	0,047	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,006	0,015
	P6		<LQ	<LQ	0,049	<LQ	<LQ	<LQ	0,009	0,016	
Cd	P1	0,001	<LQ	<LQ	0,001	<LQ	0,001	0,002	<LQ	<LQ	0,009
	P2		<LQ	<LQ	0,002	<LQ	0,001	0,002	<LQ	<LQ	0,010
	P5		<LQ	<LQ	0,002	<LQ	0,001	0,002	<LQ	0,004	0,010
	P6		<LQ	<LQ	0,002	<LQ	0,001	0,001	<LQ	0,005	0,011
Sn	P1	-	<LQ	<LQ	0,017	<LQ	<LQ	0,006	<LQ	<LQ	<LQ
	P2		<LQ	<LQ	0,08	<LQ	0,020	0,010	<LQ	<LQ	<LQ
	P5		<LQ	<LQ	0,024	<LQ	0,017	0,011	<LQ	<LQ	<LQ
	P6		<LQ	<LQ	0,020	<LQ	0,014	0,010	<LQ	<LQ	<LQ
Pb	P1	0,01	0,001	0,002	<0,001	0,001	0,001	*	<0,001	*	*
	P2		0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	*	<0,001	*	*
	P5		0,003	0,003	0,004	0,004	0,004	*	<0,001	*	*
	P6		0,002	0,004	0,003	0,002	0,003	*	<0,001	*	*

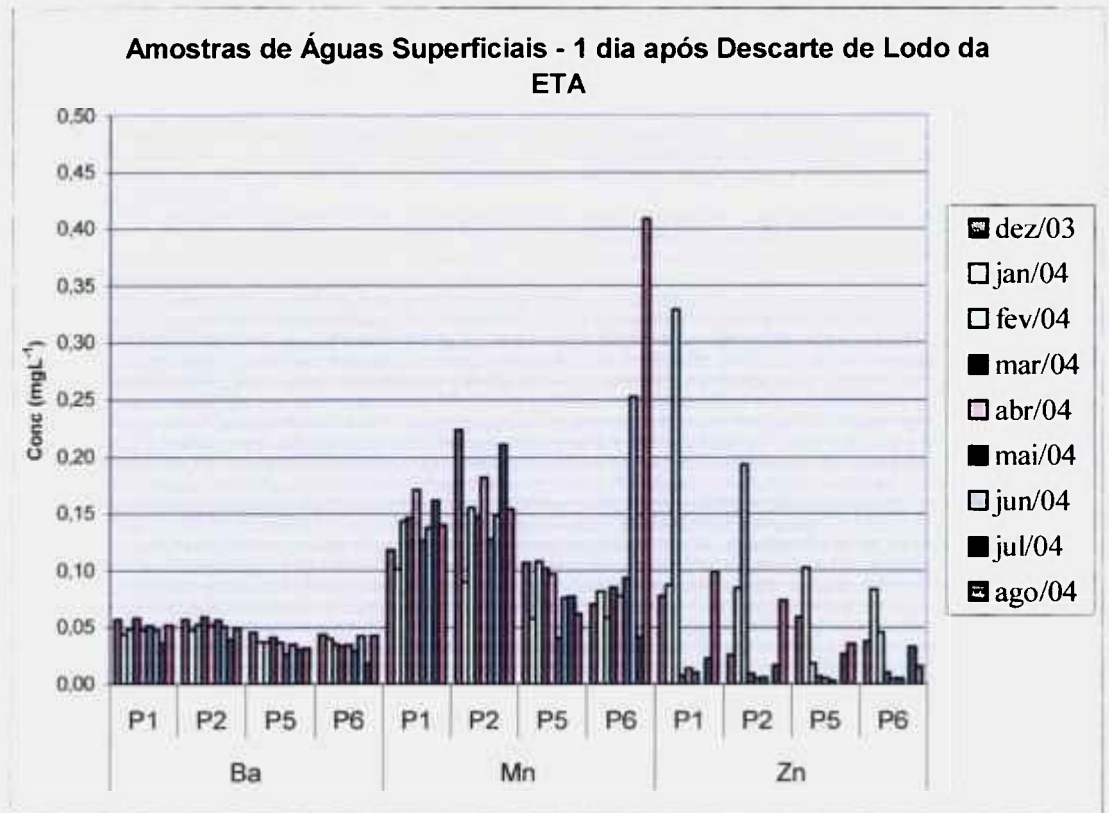


FIGURA 47 – Concentrações de elementos traços em amostras de águas superficiais.

A TAB. 52 apresenta os resultados da variação das concentrações dos metais e elementos traços nas amostras analisadas (n=18) no período, aplicando-se a análise estatística descritiva.

Na avaliação da variação espacial e temporal do alumínio na fração solúvel das amostras de águas superficiais (FIG.48), pôde-se notar o metal encontrado em teor muito acima do estabelecido pela legislação Federal (CONAMA 357, 2005).

Apesar do lodo da ETA apresentar altas concentrações de alumínio e uma forte disponibilidade química deste elemento, como já detalhado em IV. 2, sua presença não se evidencia nas amostras de águas superficiais recolhidas nos cursos d'água, principalmente em pontos de amostragem localizados à jusante do despejo da ETA (P2 e P6), no período de 1 dia após o despejo de lodo pela ETA.

TABELA 52 – Concentrações (mg.L⁻¹) de metais em níveis de traços na fração solúvel de amostras de águas superficiais nos pontos de coleta.

Elementos	Concentração (mg.L ⁻¹)*				s	Mediana	LQ
	Pontos de Coleta	Máximo	Mínimo	\bar{x}			
Ba	P1	0,058	0,036	0,049	0,007	0,048	0,00003
	P2	0,059	0,040	0,051	0,006	0,052	
	P5	0,046	0,026	0,036	0,006	0,037	
	P6	0,043	0,018	0,035	0,008	0,035	
Co	P1	0,013	0,006	0,010	0,003	0,011	0,0048
	P2	0,014	0,005	0,010	0,004	0,011	
	P5	0,013	0,004	0,009	0,004	0,010	
	P6	0,013	0,007	0,010	0,003	0,010	
B	P1	0,027	0,014	0,019	0,006	0,018	0,0038
	P2	0,032	0,011	0,020	0,007	0,020	
	P5	0,015	0,002	0,008	0,006	0,006	
	P6	0,018	0,002	0,008	0,007	0,006	
Al	P1	0,174	0,017	0,097	0,060	0,081	0,0005
	P2	0,307	0,028	0,163	0,093	0,147	
	P5	0,404	0,037	0,174	0,106	0,169	
	P6	0,185	0,045	0,134	0,043	0,147	
V	P1	0,011	0,011	0,011	-	0,011	0,0074
	P2	0,012	0,008	0,010	0,003	0,010	
	P5	0,017	0,015	0,016	0,001	0,016	
	P6	0,018	0,016	0,017	0,001	0,017	
Cr	P1	0,032	0,007	0,018	0,011	0,018	0,0004
	P2	0,030	0,004	0,017	0,012	0,011	
	P5	0,033	0,006	0,018	0,012	0,012	
	P6	0,041	0,006	0,019	0,013	0,012	
Mn	P1	0,171	0,101	0,138	0,021	0,140	0,0001
	P2	0,223	0,090	0,160	0,041	0,154	
	P5	0,108	0,041	0,081	0,024	0,077	
	P6	0,408	0,042	0,130	0,121	0,082	
Ni	P1	0,023	0,002	0,008	0,010	0,004	0,0016
	P2	0,025	0,002	0,009	0,011	0,005	
	P5	0,029	0,002	0,013	0,012	0,011	
	P6	0,030	0,002	0,014	0,013	0,012	
Cu	P1	0,004	0,004	0,004	*	0,004	0,0028
	P2	0,005	0,003	0,004	0,001	0,004	
	P5	0,015	0,003	0,009	0,008	0,009	
	P6	0,016	0,005	0,010	0,008	0,010	
Zn	P1	0,328	0,007	0,081	0,107	0,051	0,0001
	P2	0,193	0,005	0,052	0,065	0,020	
	P5	0,103	0,003	0,032	0,034	0,022	
	P6	0,083	0,005	0,029	0,027	0,024	
Mo	P1	0,019	0,002	0,011	0,008	0,012	0,0018
	P2	0,022	0,003	0,011	0,010	0,008	
	P5	0,021	0,001	0,008	0,008	0,006	
	P6	0,022	0,006	0,012	0,009	0,008	
Ag	P1	0,011	0,005	0,008	0,003	0,008	0,0026
	P2	0,012	0,002	0,007	0,007	0,007	
	P5	0,047	0,006	0,023	0,022	0,015	
	P6	0,049	0,009	0,025	0,021	0,016	
Cd	P1	0,009	0,001	0,003	0,004	0,002	0,0001
	P2	0,010	0,001	0,004	0,004	0,002	
	P5	0,010	0,001	0,004	0,004	0,002	
	P6	0,011	0,001	0,004	0,004	0,002	
Sn	P1	0,017	0,006	0,012	0,008	0,012	0,020
	P2	0,080	0,010	0,037	0,004	0,020	
	P5	0,024	0,011	0,017	0,006	0,017	
	P6	0,002	0,010	0,015	0,005	0,014	
Pb	P1	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
	P2	0,002	0,002	0,002	*	0,002	
	P5	0,004	0,003	0,004	0,000	0,004	
	P6	0,004	0,002	0,003	0,001	0,003	

*Considerando 6 coletas de dados, 1 dia após o descarte de lodo, no período da pesquisa.

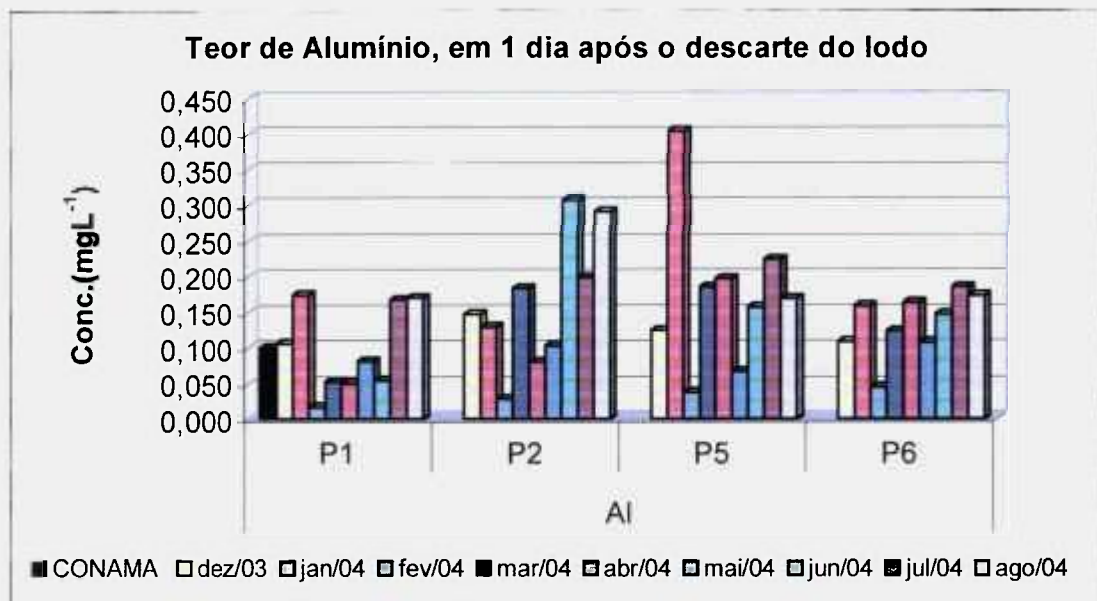


FIGURA 48 – Teor de alumínio em águas superficiais, em 1 dia após descarte do lodo.

Uma avaliação realizada bimestralmente em 50 variáveis de qualidade de recursos hídricos em 330 pontos de amostragem em diversas regiões do estado de São Paulo pela CETESB no ano de 2004, demonstrou que, apesar de alguns parâmetros de qualidade terem apresentado não conformidades, em desacordo com o Decreto Estadual N° 10.755/77, muitos dos resultados encontrados foram devidos a fatores ambientais naturais. Algumas substâncias químicas, como o alumínio, ferro e manganês, ocorrem naturalmente em quantidade significativa nos solos paulistas, incluindo a Região Metropolitana de São Paulo e que, por esse motivo, parte dessas substâncias é carregada para os corpos d'água em decorrência do manejo agrícola inadequado ou das chuvas (CETESB, 2004).

Na FIG.49 é mostrada a porcentagem de resultados não conformes com os padrões fundamentados para águas doces destinadas ao abastecimento humano, após tratamento convencional, e à proteção de comunidades aquáticas (Classe 2), conforme estabelecido pela Resolução CONAMA 357. Observa-se que 93% dos resultados obtidos para alumínio e 44% dos resultados obtidos para manganês estão acima do estabelecido pela legislação ambiental naquele período. Contudo, os resultados se encontram diretamente associados a fenômenos de erosão quando da ocorrência de chuvas, especialmente pelo fato de que a maioria dos pontos (cerca de 70%) de amostragem monitorados pela CETESB se encontra enquadrada como Classe 2.

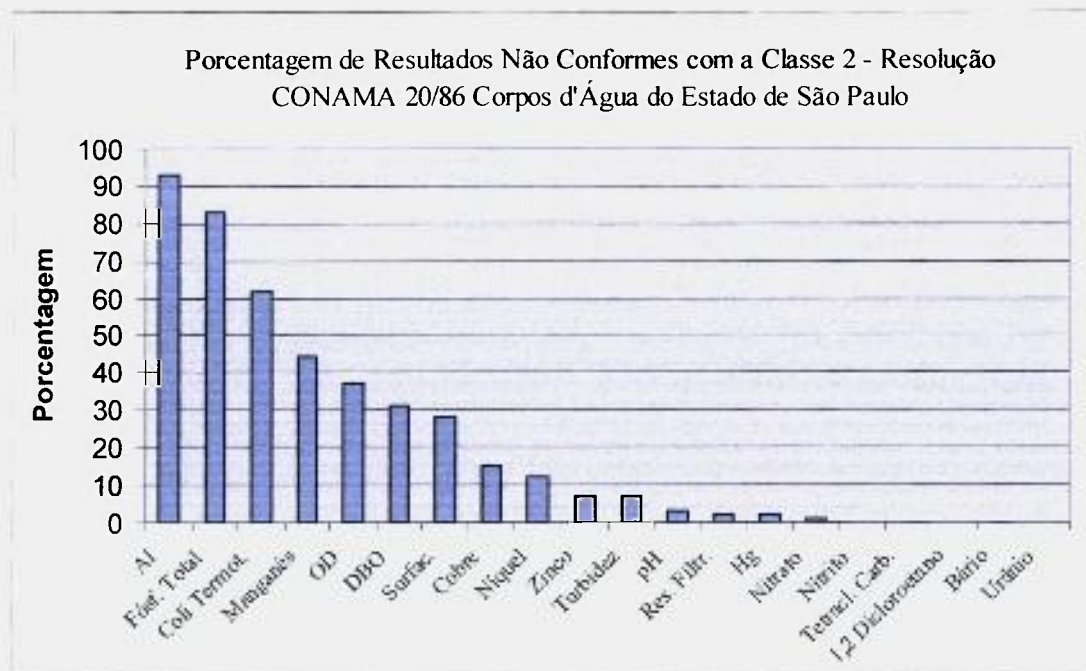


FIGURA 49 – Porcentagem de resultados não conformes com a Classe 2 (CETESB, 2004).

Neste trabalho, com exceção do alumínio, a maioria dos elementos analisados no período apresentou concentrações inferiores aos níveis estabelecidos para amostras de águas denominadas Classe 2 (CONAMA 357, 2005). Por outro lado, também não foram observadas variações significantes entre coletas realizadas ao longo dos meses no decorrer do estudo, o que demonstra haver uma rápida dispersão dos resíduos da ETA, apesar de diferenças no clima observadas no período (TAB.39). A constatação de que o despejo do lodo apresenta pouco impacto nas águas superficiais tanto em um rio com uma pequena vazão (Rio Sem Nome), quanto em um rio volumoso, sugere que o efeito do lodo da ETA deva ser mais significante em amostras de sedimento e na biota. O uso de sulfato de alumínio como agente coagulante pela ETA de Registro apresentou pouca ou nenhuma influência nos parâmetros naturais de qualidade das águas nos pontos de coleta a jusante do despejo.

A comparação dos dados obtidos com um trabalho realizado por Lemes (2001) onde foram estudadas as duas bacias hidrográficas no Estado de São Paulo mostrou, de acordo com a TAB. A (Apêndice), que os dados obtidos neste estudo são similares aos valores encontrados em outras regiões do estado de São Paulo.

Foram analisados alguns parâmetros físico-químicos nas amostras de água para avaliação da influência do despejo dos resíduos da ETA. Foram verificadas a variabilidade dos níveis de oxigênio dissolvido, turbidez, alcalinidade, dureza, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos voláteis e pH, durante o período de coleta. As FIG.50 e 51 mostram os resultados obtidos por meio de Box-plots.

Quando se comparam os gráficos obtidos, percebem-se características similares entre os pontos de coleta P1 e P2, apontando nenhuma influência do descarte do lodo da ETA no local de coleta no ponto de coleta P2, à jusante do próprio despejo. A similaridade também observada entre P5 e P6 mostra que, para os parâmetros medidos, não se observa impacto do descarte do lodo no deságüe do Rio Sem Nome no Rio Ribeira de Iguape. Por outro lado, a semelhança dos gráficos entre os pontos P3 e P4, apontam que o Ribeirão de Registro não causa qualquer alteração química relevante quando deságua no Rio Sem Nome. Os mesmos parâmetros utilizados para avaliação por Box-plots foram submetidos à análise estatística multivariada por dendogramas (Statistica 5.1 – Edição 98), onde cada parâmetro físico-químico é tratado como uma variável independente. Apesar da aplicação de dendogramas apontar para a mesma conclusão daquela obtida quando se utiliza o método de box-plots, seu uso possibilita evidenciar a distribuição geográfica dos cursos d'água no entorno da ETA de Registro, quando se relaciona a similaridade observada entre os pontos de coleta.

Conforme mostrado nas FIG.52 e 53, os pontos de coleta P1 e P2 apresentam-se agrupados, pois são localizados no mesmo curso d'água (rio Sem Nome); o mesmo ocorre com os pontos P5 e P6, que se encontram no rio Ribeira de Iguape. Os pontos P3 e P4 mostram a influência do deságüe do Ribeirão de Registro no rio Sem Nome e mesmo no Ribeira de Iguape, o que aparece associado em alguns dos gráficos obtidos. O gráfico demonstra também que os parâmetros utilizados são adequados para caracterizar e associar quimicamente cursos d'água diferentes. Os gráficos referentes aos meses de coleta realizados apresentaram a mesma distribuição dos pontos de coletas em períodos de um dia antes e um dia depois da descarga do lodo da ETA.

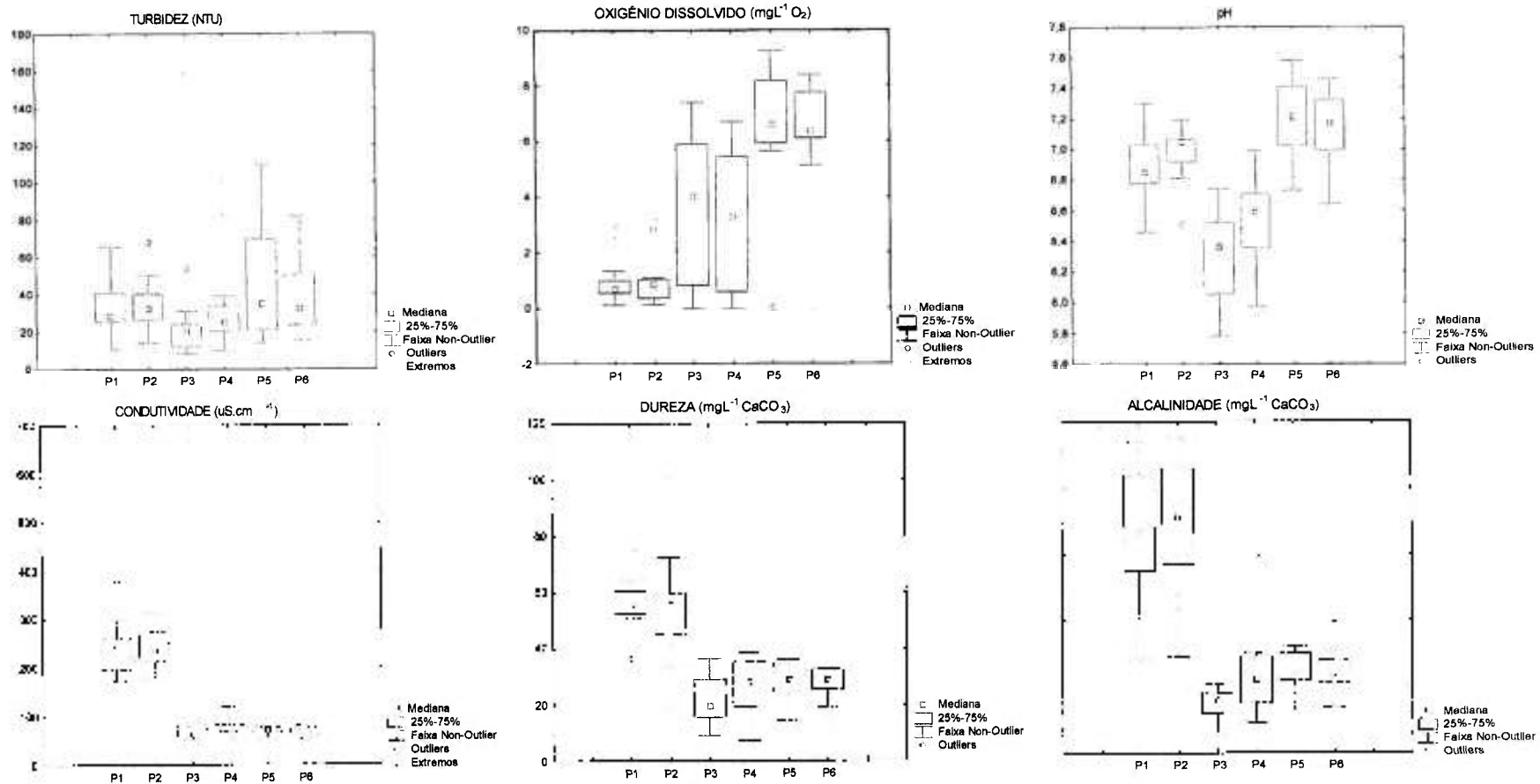


FIGURA 50 – Box plots dos parâmetros medidos em 1 dia após descarte do lodo.

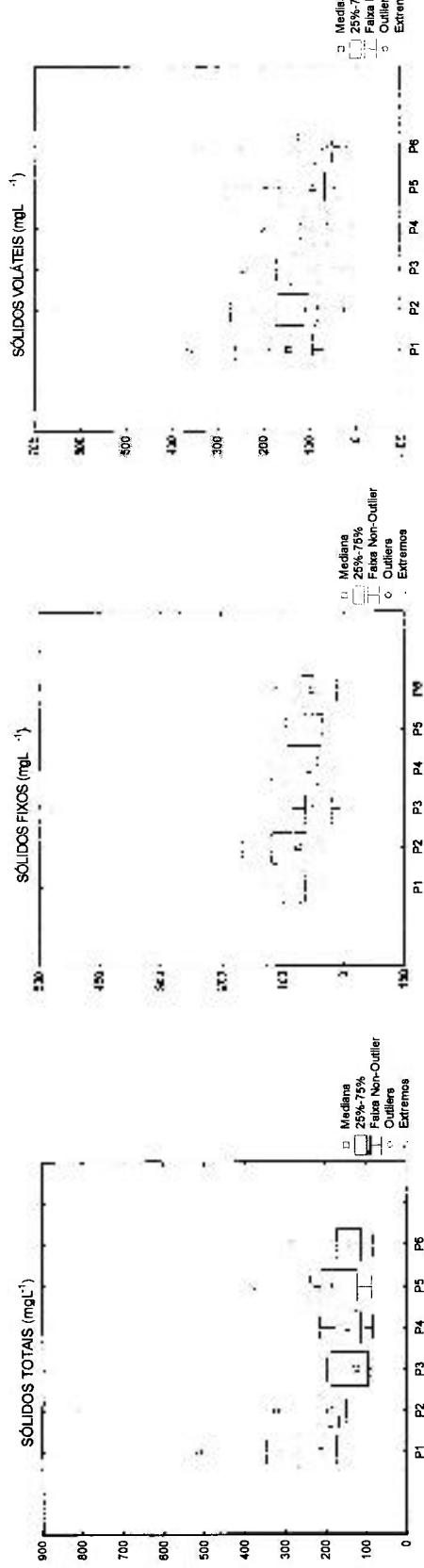


FIGURA 51 – Box plots do teor de sólidos (totais, fixos e voláteis) medidos em 1 dia após descarte do lodo.

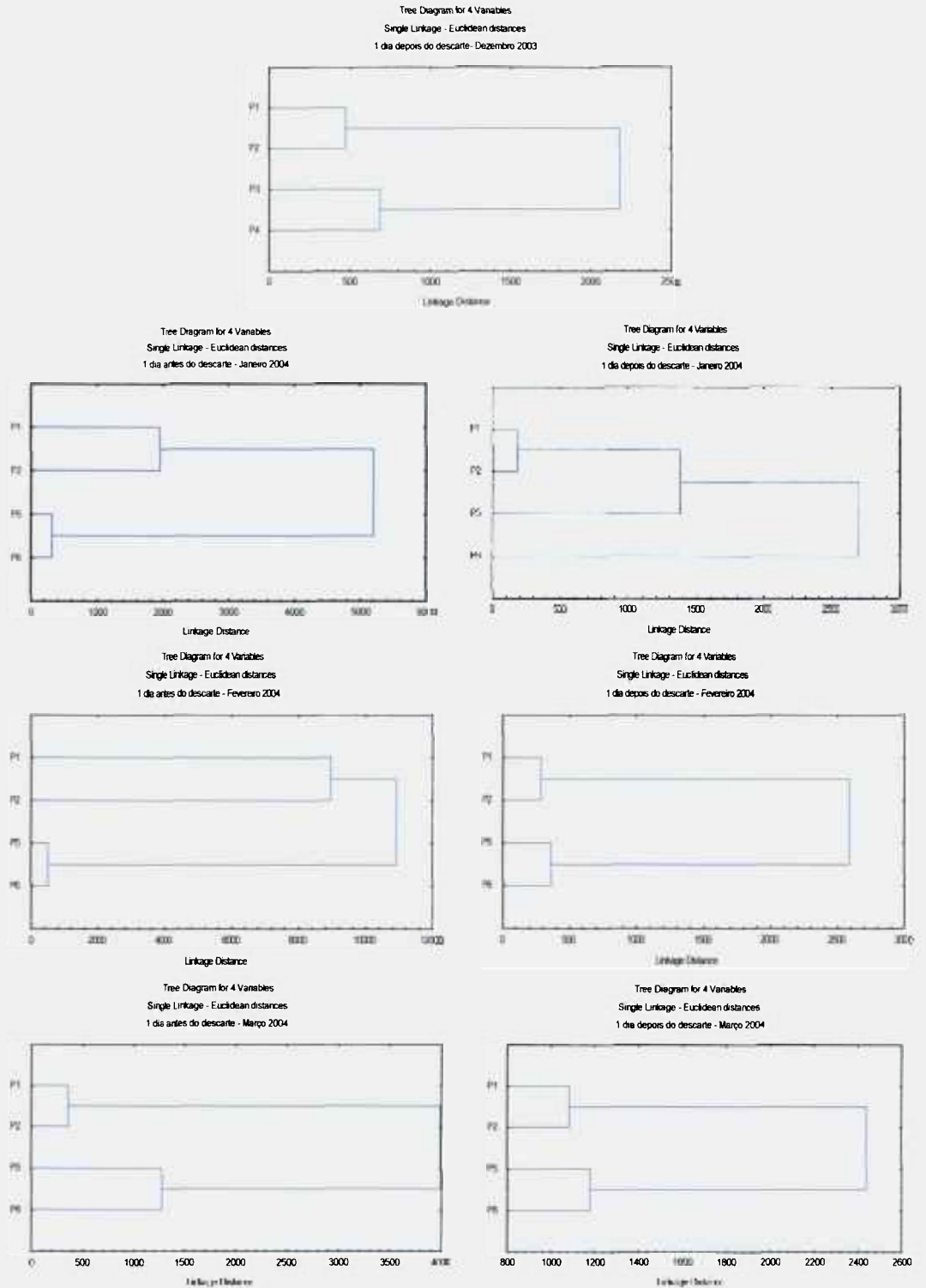


FIGURA 52 - Dendogramas representando a correlação entre pontos de coleta, por período de amostragem, a partir dos parâmetros utilizados na avaliação: oxigênio dissolvido, turbidez, alcalinidade, dureza, sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos voláteis.

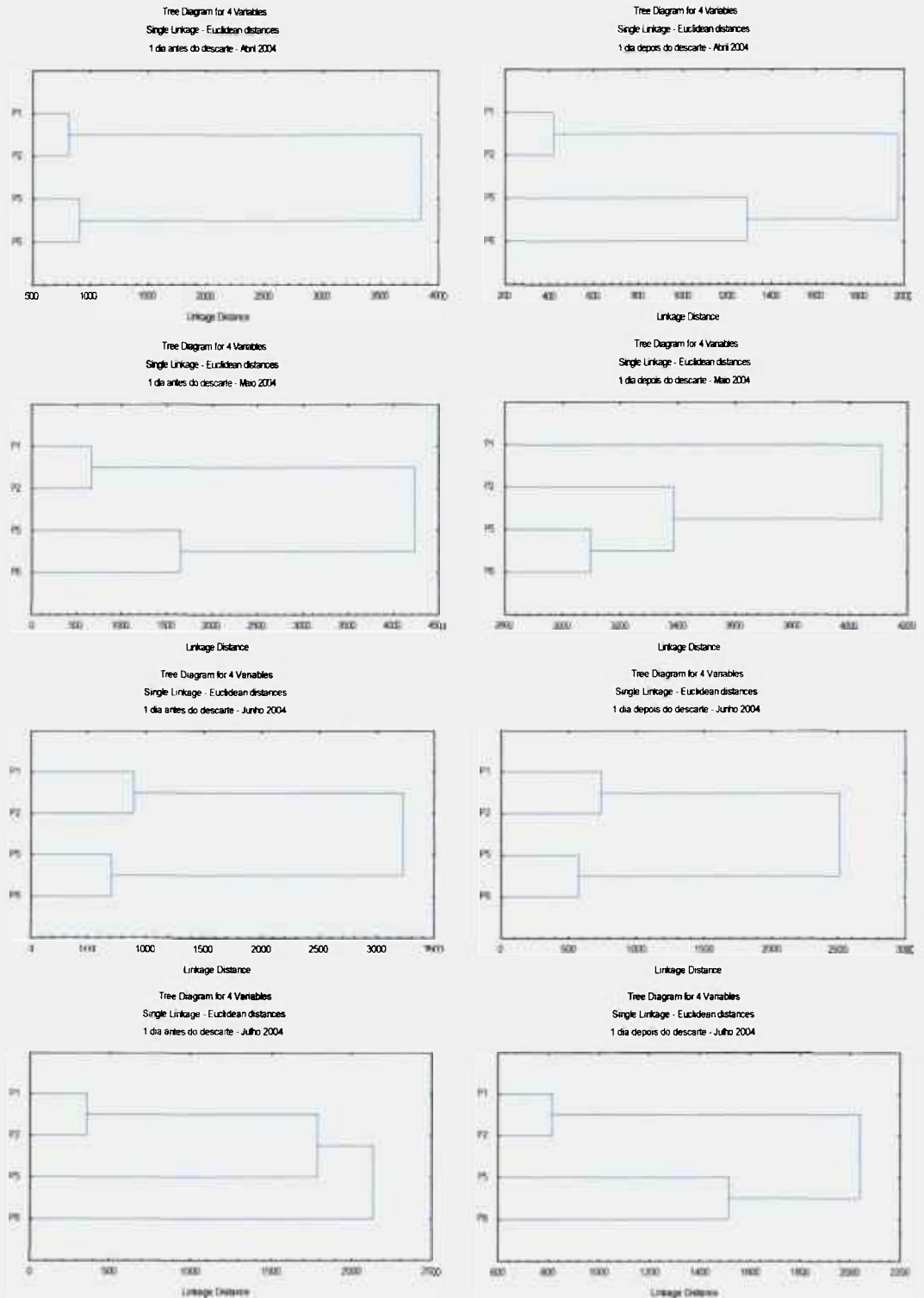


FIGURA 53 - Dendrogramas representando a correlação entre pontos de coleta, por período de amostragem, a partir dos parâmetros utilizados na avaliação: oxigênio dissolvido, turbidez, alcalinidade, dureza, sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos voláteis.

6.9 Cálculos dos índices de qualidade de água

Foram calculados os índices de IET(P), IPMCA e IVA, correspondentes ao período de chuvas e de estiagem, baseando-se nos dados obtidos e listados nas TAB.53 e 54.

TABELA 53 – Parâmetros considerados no período de chuvas (Dez./03 – Fev./04).

	Variáveis		Período de Coleta					
			Dezembro		Janeiro		Fevereiro	
			P1	P2	P1	P2	P1	P2
PE (IPMCA)	O.D.	(mg.L ⁻¹ O ₂)	2,63	3,26	3,06	2,84	0,54	0,45
	pH	—	6,82	6,92	6,71	7,06	6,82	6,98
	Cd	(mg.L ⁻¹)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,001	0,002
	Cr	(mg.L ⁻¹)	0,007	0,01	<0,003	<0,003	<0,003	0,004
ST (IPMCA)	Cu	(mg.L ⁻¹)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Pb	(mg.L ⁻¹)	0,001	0,002	*	*	<0,001	<0,001
	Hg	(mg.L ⁻¹)	*	*	*	*	*	*
	Ni	(mg.L ⁻¹)	0,001	<LQ	<LQ	<LQ	0,003	0,003
	Zn	(mg.L ⁻¹)	0,078	0,0253	0,087	0,085	0,328	0,193
IET	P	(mg.L ⁻¹)	0,522	0,297	0,207	0,154	0,249	0,140

* Não determinado.

TABELA 54 – Parâmetros considerados no período de estiagem (Jun/04 – Ago/04).

	Variáveis		Período de Coleta					
			Junho		Julho		Agosto	
			P1	P2	P1	P2	P1	P2
PE (IPMCA)	O.D.	(mgL ⁻¹ O ₂)	0,66	1,08	0,70	0,35	0,47	0,42
	pH	—	7,10	7,06	6,88	6,89	6,88	6,91
	Cd	(mg.L ⁻¹)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,009	0,01
	Cr	(mg.L ⁻¹)	0,009	0,005	<0,002	0,002	<0,003	0,004
ST (IPMCA)	Cu	(mg.L ⁻¹)	<LQ	<LQ	0,004	0,005	<LQ	0,003
	Pb	(mg.L ⁻¹)	<0,001	<0,001	*	*	*	*
	Hg	(mg.L ⁻¹)	*	*	*	*	*	*
	Ni	(mg.L ⁻¹)	<LQ	<LQ	0,004	0,007	0,023	0,025
	Zn	(mg.L ⁻¹)	<0,010	<0,010	0,023	0,016	0,099	0,074
IET	P	(mg.L ⁻¹)	0,124	0,109	0,144	0,186	0,831	1,34

* Não determinado.

Os cálculos do IET (P) para os dois períodos foram executados conforme a equação 5 e classificados conforme o Estado Trófico (Índice de Carlson Modificado). Os valores médios das medidas de fósforo no período de chuvas e de estiagem (TAB.55) indicaram praticamente um sistema hipereutrófico (IET>74), conforme apresentado nas TAB. 10 e 56, indicando que o Rio Sem Nome já se encontra fortemente comprometido por influências antrópicas, especialmente quando são comparados os valores de IET(P) obtidos na montante e jusante do despejo da ETA. No entanto, entre os meses de junho e julho de 2004, onde o índice pluviométrico é menor, o Rio Sem Nome assume um estado eutrófico, apresentando ainda uma forte influência antrópica.

TABELA 55 – Valores de IET (P), para os períodos de chuvas e estiagem.

	Dezembro/03		Janeiro/04		Fevereiro/04	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Chuvas	87,0	78,9	73,7	69,4	76,3	68,0
Estiagem	Junho/04		Julho/04		Agosto/04	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2
	66,3	64,4	68,4	72,1	93,7	101

TABELA 56 – Classificação do estado trófico (CETESB, 2005).

Estado Trófico	Especificação	Classes do IET
Oligotrófico	Corpos de água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água.	1
Mesotrófico	Corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.	2
Eutrófico	Corpos de água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetadas por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos seus múltiplos usos.	3
Hipereutrófico	Corpos de água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado no seu uso, podendo inclusive estar associados a episódios florações de algas e de mortandade de peixes e causar conseqüências indesejáveis sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.	4

Apesar desta diferença observada quanto à classificação do estado trófico, observa-se que o índice pluviométrico (TAB.39) apresenta pouca influência no estado de trofia do curso d'água analisado, mesmo com a variação constatada nos níveis de pluviosidade observados entre o período de estiagem em agosto/2004 (6,3 mm) e o período de chuvas, em janeiro/2004 (408,4 mm). Deste modo, comparando-se as medidas realizadas entre as estações de coleta P1 e P2, observa-se que o lodo de ETA não apresenta prováveis efeitos que influenciem a classificação do estado trófico do curso d'água receptor.

Para o cálculo do IPMCA, ponderou-se sobre os valores apresentados nas TAB.53 e 54, para o período de chuvas e estiagem. Os valores encontrados foram IPMCA (Chuvas) = 6 e IPMCA (Estiagem) = 6. Portanto, pela classificação dos valores do IPMCA, as águas do rio Sem Nome podem ser classificadas como de péssima qualidade.

A classificação IVA não pode ser aplicada para o rio Sem Nome por apresentar características hipereutróficas, com um valor de IET(P) acima do limite. No entanto, somente pelas avaliações do IET(P) e do IPMCA, comprovou-se que o despejo do lodo da ETA não comprometeu as condições já existentes das águas superficiais do rio Sem Nome, conforme CETESB (2005).

6.10 Análise de sedimentos

Nas TAB. 57 e 58 são mostrados os resultados obtidos para o extrato lixiviado do sedimento coletado nos rios receptores do lodo da ETA, em amostragens realizadas no período de 1 dia após o descarte do lodo. A caracterização e localização dos pontos de amostragem foram detalhados na TAB.24. A avaliação restringiu-se aos períodos considerados mais importantes para o monitoramento, abrangendo três meses do período de chuvas (dezembro/2003 a janeiro/2004) e do período de estiagem (junho a agosto/2004). Os resultados obtidos foram comparados aos valores de referência TEL e PEL, estabelecidos pelo CCME (1999). As TAB. B e C (Apêndice) apresentam os resultados da variação da concentração dos metais elementos traços na fração lixiviável aplicado à análise estatística descritiva. As TAB. D a G (Apêndice) mostram um perfil dos elementos analisados nos períodos de chuvas e estiagem.

TABELA 58 – Concentrações (em mg.kg⁻¹) e níveis de efeitos (PEL/TEL) dos metais encontrados nas amostras de sedimentos fundo dos rios Sem Nome, Ribeirão de Registro e Ribeira de Iguape, coletados no período de estiagem.

Valores de	Concentrações (mg.kg ⁻¹) – Período de Estiagem																	
	Junho (2004)						Julho (2004)						Agosto (2004)					
	TEL	PEL	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P1	P2	P3	P4
Na	-	-	71,7	38,4	51,8	13,3	13,2	17,5	27,2	16,2	54,1	12,8	-	3,40	12,1	63,1	7,03	14,0
Mg	460	1100	2185	489	735	329	876	918	1073	404	418	602	-	528	402	433	249	223
P	-	-	165	76,6	40,8	47,2	25,8	26,9	122	167	142	65,1	-	15,1	29,6	167	31,5	42,7
K	-	-	132	73,9	43,0	49,2	72,9	81,0	109	41,8	89,1	138	-	42,7	25,8	83,4	32,6	46,6
Ca	-	-	11100	2490	1342	1024	2032	2332	4641	3078	2380	4145	-	1652	1007	2280	790	1091
Fe	-	-	7728	5913	4943	6032	4120	5168	5003	4110	3468	2155	-	2192	2143	4095	3820	5820
Ba	-	-	152	123	104	75,1	192	214	111	55,9	60,4	92,6	-	87,7	25,6	81,1	59,9	95,0
Co	50	-	13,0	10,7	9,53	6,52	9,38	12,0	12,3	13,2	12,5	12,1	-	11,4	0,78	4,87	2,05	6,18
Al	-	58030	2363	3290	1515	1434	1090	1223	1623	5700	948	896	-	805	530	7403	487	1279
V	-	-	17,2	19,6	23,1	8,80	9,22	11,0	12,8	15,8	12,9	11,1	-	8,38	4,83	10,3	8,97	10,4
Cr	37,3	90,0	3,52	2,25	1,90	1,13	1,45	1,63	4,72	5,23	1,71	2,95	-	2,13	1,17	2,98	0,88	0,93
Mn	-	-	126	120	101	131,7	920	1253	63,3	91,2	180	269	-	448	25,1	166	164	175
Ni	18,0	35,9	3,95	1,72	3,85	1,73	2,85	13,2	2,90	1,80	1,85	1,80	-	1,83	3,37	1,38	1,60	1,87
Cu	35,7	197	21,4	14,4	47,3	9,27	13,9	16,8	14,7	12,0	31,9	14,1	-	10,1	4,88	10,4	7,95	10,5
Zn	123	315	119	48,4	131	38,9	40,4	51,6	81,4	49,1	87,6	76,2	-	34,2	20,2	36,4	20,6	41,9
Cd	0,596	3,53	0,18	<0,10	0,12	<0,10	0,13	0,12	0,23	0,13	0,18	0,20	-	0,15	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Pb	35	91,3	17,2	18,4	23,5	12,6	42,6	48,5	16,0	14,7	25,4	84,4	-	43,7	6,87	18,0	10,6	27,1
Mo	-	-	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	-	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73
Sn	-	-	<1,53	<1,53	<1,53	<1,53	<1,53	<1,53	<1,53	<1,53	<1,53	<1,53	-	<1,53	<1,53	<1,53	<1,53	<1,53

Os elementos analisados neste estudo referem-se à fração lixiviável dos metais nos sedimentos obtidos por meio de uma digestão ácida moderada e não da fração residual dos metais (ligados à estrutura cristalina do sedimento), que seria obtida por digestão utilizando-se ácido fluorídrico.

A maioria das amostras de sedimentos analisadas, especialmente aquelas do ponto de coleta P2 (localizado a jusante do despejo da ETA), não demonstrou impacto do despejo, pois não se observou um aumento nos níveis de concentração em relação aos resultados obtidos no ponto de coleta localizado a montante (P1). Alguns elementos, como Mg, Cu e Pb, chegaram a apresentar valores acima dos estabelecidos por referência, porém sem associação direta com o despejo do lodo, como os valores observados no ponto P5 localizado próximo do ponto de captação da ETA, no rio Ribeira de Iguape, indicando que os valores obtidos são de origem natural. No entanto, para os dois períodos analisados, é nítido o aumento das medidas de alumínio no ponto P2 em relação ao ponto P1, em praticamente todo o período de descarte avaliado, apresentando concentrações superiores a todos os outros pontos de coleta avaliados. A FIG.54 mostra os teores de alumínio encontrados entre os dois pontos.

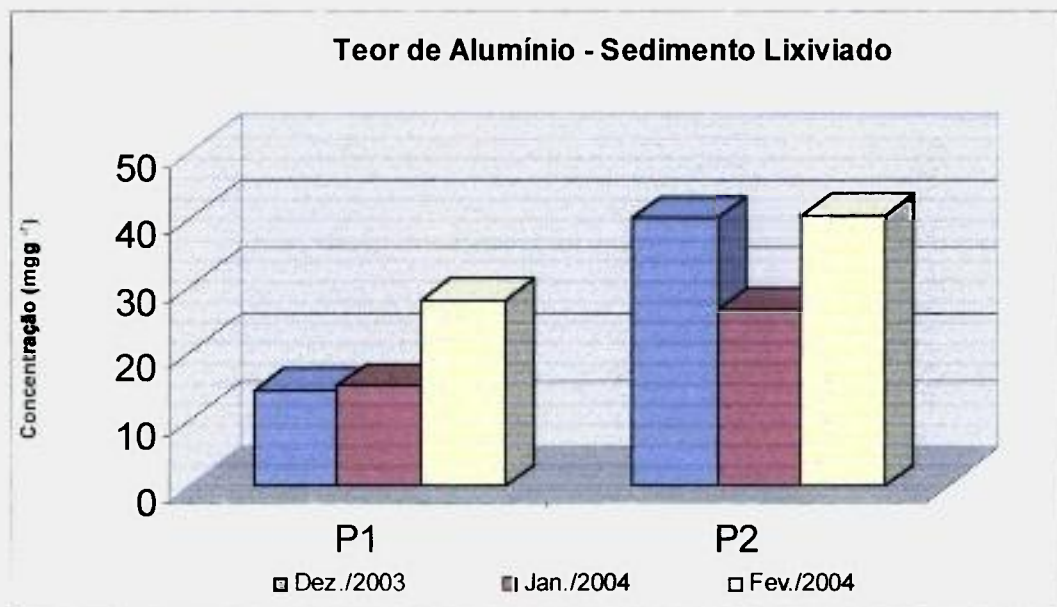


FIG.54 – Distribuição de alumínio nos pontos de coleta a montante (P1) e jusante (P2) do descarte do lodo da ETA.

Esta constatação comprova o fato do incremento dos níveis de alumínio detectados em P2 ser oriundo de atividades antrópicas. No entanto, tanto os resultados associados ao descarte do lodo, quanto os resultados relacionados a fatores naturais detectados especialmente na montante do despejo, foram encontrados em níveis abaixo dos valores de referência ($58.030 \text{ mg.kg}^{-1}$). Quando são comparadas somente as médias dos valores obtidos para o alumínio nos períodos de chuva e estiagem e se consideram apenas os resultados provenientes do ponto de coleta P1 e P2, percebe-se que as médias obtidas em P1 são praticamente equivalentes (1.185 mg.kg^{-1} e 1.505 mg.kg^{-1}), indicando um background natural.

Por outro lado, quando também se avaliam as médias obtidas para o alumínio no ponto de coleta P2, pode ser percebido um aumento nas concentrações medidas no período de estiagem (5.464 mg.kg^{-1}) em relação ao período de chuvas (3.250 mg.kg^{-1}), provavelmente em virtude de um menor índice de precipitação e, portanto, menor carregamento do resíduo da ETA depositado no fundo do rio Sem Nome (FIG.55).

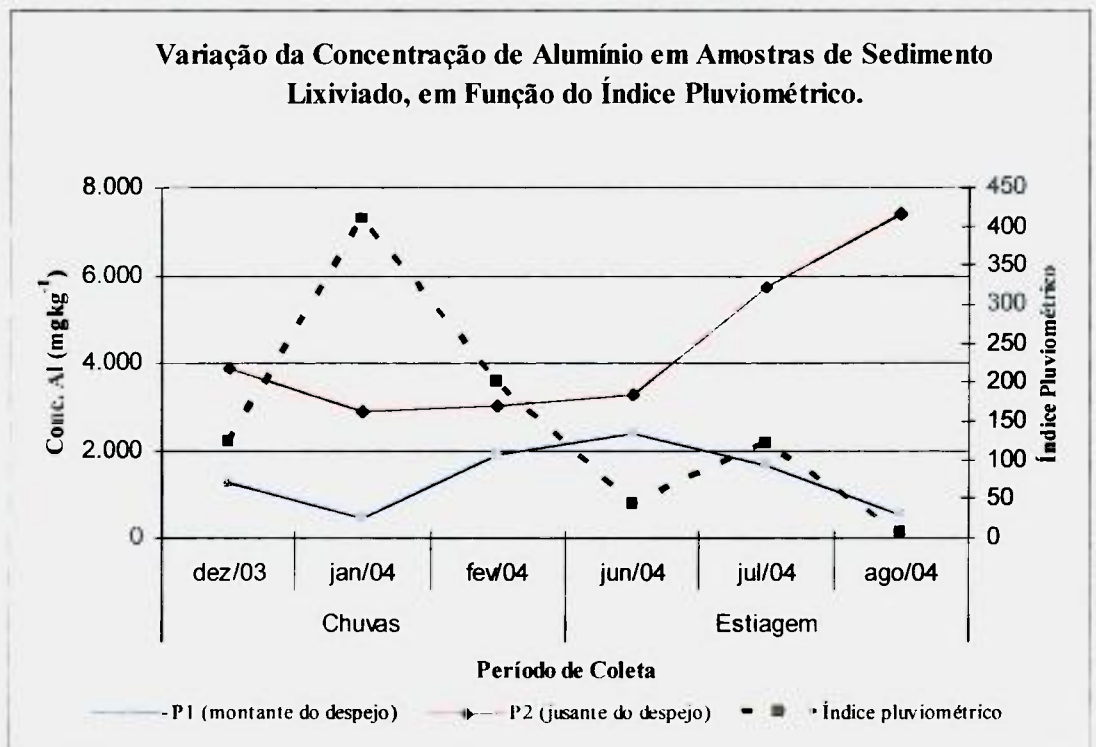


FIGURA 55 - Concentração de alumínio lixiviado em amostras de sedimento, conforme o índice pluviométrico e período de coleta.

Relacionando-se as concentrações de alumínio obtidas no sedimento lixiviado em P1 e P2, com a média mensal da quantidade de sulfato de alumínio adicionado como coagulante pela ETA de Registro, observa-se o potencial acumulador do lodo de ETA próximo ao local do despejo.

As medidas de alumínio encontradas em P1 apontam um nível de *background* do elemento na região, que varia ao longo do ciclo hídrico e mostrando uma tendência de incremento para níveis próximos de 2.000 mg.kg^{-1} no período de estiagem. Contudo, estes valores são inferiores ao valor mínimo obtido para as medidas realizadas em P2. O perfil dos valores obtidos para o alumínio no ponto P2 evidencia os efeitos diretos do despejo da ETA no sedimento de fundo, além da maneira como o ciclo hídrico pode influenciar na dispersão dos depósitos do lodo da ETA no sedimento localizado próximo ao despejo, no curso d'água receptor (FIG.55 e 56).

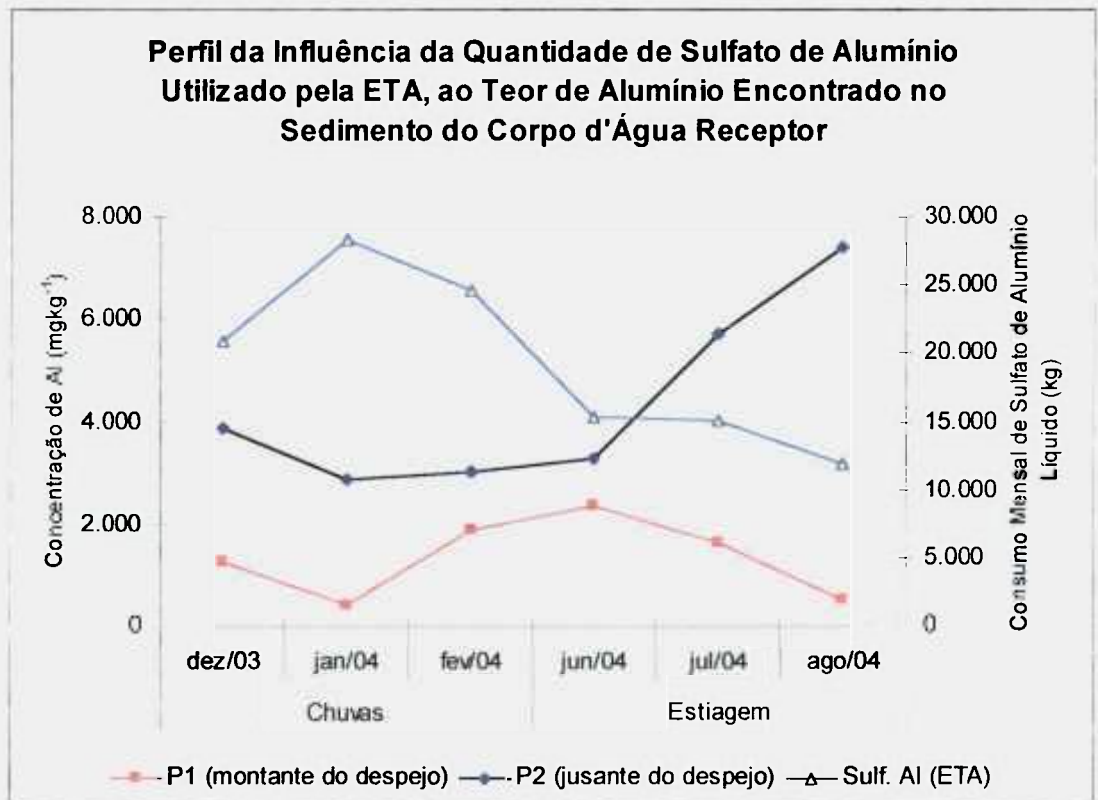


FIGURA 56 – Correlação do teor de alumínio encontrado nas amostras de sedimento com a quantidade de coagulante adicionado pela ETA.

Ainda que quantidades maiores do coagulante sejam adicionadas para tratamento da água bruta da ETA no período de chuvas (Dezembro/03 a Fevereiro/04), especialmente em consequência do aumento da turbidez, nota-se um maior carreamento do lodo depositado no rio Sem Nome em razão do alto índice pluviométrico neste período.

Índices pluviométricos menores (como o verificado em agosto de 2004) contribuem para um menor arraste do lodo depositado e, portanto, para o aumento na concentração do alumínio no sedimento do rio, mesmo quando a quantidade do coagulante adicionado é equivalente a menos da metade da quantidade adicionada, considerando-se a média para o mês de dezembro de 2003.

Portanto, os resultados obtidos para as amostras de sedimento lixiviado mostram que as amostras de sedimento recolhidas nos cursos d'água no entorno da ETA indicam a presença de alumínio proveniente diretamente do descarte de lodo da ETA, no ponto de amostragem localizado à jusante do descarte do lodo pela ETA de Registro.

Apesar da concentração média de alumínio apresentar valores inferiores a 58.030 mg.kg⁻¹ pelo valor-guia de PEL, conforme CCME (1999), a diferença de 1.000 mg.kg⁻¹ observada entre os níveis de *background* natural e do detectado em função do descarte do lodo, representa por si só a capacidade potencial de deposição e contaminação do lodo da ETA, em função da projeção do descarte contínuo dos rejeitos da ETA.

6.10.1 Avaliação estatística dos resultados de sedimentos por análise de correlação

Nas TAB. 59 e 60 estão listados os coeficientes de correlação obtidos por meio das concentrações dos analitos determinados na fração lixiviável do sedimento recolhido nos diferentes pontos de coleta, 1 dia após o descarte de lodo da ETA. Para a correlação dos pontos de coletas avaliados na estação de chuvas (Dez./2003-Jan./2004) e estiagem (Jun./2004 a Ago./2004), foram considerados os resultados obtidos para os elementos Na, Mg, P, K, Ca, Fe, Ba, Co, Al, V, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd e Pb.

TABELA 59 - Coeficientes de correlação para os pontos de coletas, considerando os elementos analisados nas amostras de sedimento no período de chuvas.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6
P1	1,00					
P2	0,57	1,00				
P3	0,69	0,91	1,00			
P4	0,60	0,95	0,99	1,00		
P5	0,71	0,86	0,99	0,96	1,00	
P6	0,86	0,86	0,94	0,90	0,94	1,00

TABELA 60 - Coeficientes de correlação para os pontos de coletas, para os elementos analisados nas amostras de sedimento no período de estiagem.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6
P1	1,00					
P2	0,74	1,00				
P3	0,86	0,80	1,00			
P4	0,89	0,81	1,00	1,00		
P5	0,88	0,78	0,98	0,98	1,00	
P6	0,88	0,78	0,99	0,99	1,00	1,00

Os resultados médios obtidos mostram uma forte correlação entre os pontos de coleta nos dois períodos estudados, especialmente entre os pontos de coleta P3, P4, P5 e P6, de acordo com os elementos considerados, para ambos os períodos de chuvas e estiagem. Este fato pode ser explicado em razão da própria geologia da região, uma vez que os pontos estão situados em corpos d'água diferentes.

A correlação média observada entre o ponto P1 e os demais pontos na TAB.59, pode ser explicada como consequência de uma maior influência do intemperismo no carreamento de substâncias em um bairro caracterizado por ocupações irregulares.

Em relação ao ponto P2 foi observado uma correlação menor, provavelmente associada à variação do teor de alumínio proveniente do descarte, já que nas análises de sedimento representou o único elemento analisado com concentrações maiores em P2.

6.11 Análise da comunidade bentônica

A influência do lançamento do lodo da ETA também foi avaliada por meio da macrofauna bentônica analisada. As análises foram realizadas pelos laboratórios do Departamento de Saúde Ambiental, da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. Foram realizadas seis amostragens nos pontos de coleta (P1 a P6) durante um período de três meses, onde a cada mês realizaram-se duas coletas, uma anterior e outra posterior ao descarte de lodo pela ETA. Para cada ponto de coleta foram realizadas coletas idênticas para as análises qualitativas e quantitativas dos bentônicos, recolhendo-se aproximadamente 500 g de sedimento de fundo.

As análises quantitativas foram realizadas com exame sob microscópio estereoscópico e estão descritas no apêndice. Uma relação de organismos encontrados e sua presença ou ausência em cada ponto de amostragem são apresentados na TAB.61. Os resultados relacionados à densidade numérica dos microorganismos também estão relacionados no apêndice. Os dados obtidos demonstram que ocorre uma pequena diferença de organismos encontrados entre o ponto 01 (montante da ETA) e os demais pontos de amostragem, a jusante da ETA.

TABELA 61 – Composição da comunidade bentônica nas estações de amostragem, em amostras de sedimentos.

Família	Identificação dos pontos de amostragem					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
<i>*Mollusca-Gastropoda</i>	+	-	+	+	-	-
<i>Mollusca-Pelecypoda</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Insecta-Diptera- Chironomidae</i>	+	+	-	+	+	+
<i>Insecta-Diptera-Ceratopogonidae</i>	-	-	-	-	-	+
<i>Insecta-Ephemeroptera</i>	-	-	-	-	+	+
<i>Annelida-Oligochaeta-Tubificidae</i>	+	-	-	+	+	+
<i>Annelida-Hirudinea</i>	+	+	-	-	-	-
Total	5	2	1	3	3	4

(+) Presença

(-) Ausência

O ponto 01 apresentou uma concentração elevada da família *Chironomidae* no mês de setembro (> 800 organismos.m⁻³). Este resultado pode ser explicado em razão da maior quantidade de alimentos (matéria orgânica) advindo de descargas de esgoto doméstico observadas no local (Joasson, 1969).

Hirabayashi (2004) relata que pode ocorrer uma correlação entre a eutrofização e a dominância da família *Chironomidae*. Por outro lado, os pontos 02, 03 e 04 apresentaram uma menor diversidade e densidade numérica de organismos. Apesar de receberem contribuição direta do ponto 01 e da própria ETA, foi observado nos pontos 02 e 04 um substrato que apresentou uma fauna bentônica pouco influenciada pelos despejos de esgotos observados no ponto 1 e, principalmente, pelo despejo do lodo da ETA (Rocha, 1999).

Em relação aos pontos de coleta anteriores, os pontos 05 e 06 apresentaram uma maior diversidade com alguns organismos considerados de águas limpas, como por exemplo, a família *Ephemeroptera*, possivelmente porque ambos os pontos estão localizados no rio Ribeira de Iguape, que é um rio classificado como Classe 2 (CETESB, 2005). Deve ser ressaltado que apesar do ponto 06 estar localizado após o deságüe do rio Sem Nome no rio Ribeira de Iguape, não foi observada nenhuma diferença significativa na macrofauna bentônica em relação ao ponto 05. Em razão da semelhança observada entre estes pontos, pode-se admitir a ocorrência de um processo de autodepuração natural ao longo do próprio rio Sem Nome, em razão do impacto pouco significativo do descarte do lodo da ETA no corpo d'água receptor.

Ao se considerar a macrofauna bentônica em sua totalidade, evidenciou-se a presença dos grupos *Oligochaeta-Tubificidae* e *Diptera-Chironomidae* entre os seis pontos de amostragem, durante o período de estudo. No entanto, apesar dos grupos *Chironomidae* (*Diptera*) e *Annelida-Oligochaeta* (vermes segmentados) serem considerados indicadores de água poluída (Rocha, 1999; Brinkhurst, 1974), são também organismos que se alimentam de material em decomposição e que apresentam preferência por sedimentos moles (Pennak, 1953), característicos da região.

Na FIG.57 é mostrado o resultado das análises de agrupamento no sedimento de fundo recolhido nas estações de coleta no período de estudo, considerando-se os dados obtidos na TAB.61. Os pontos de coleta P1, P4, P3 e P6 apresentam uma similaridade entre si, com um grau de discordância de aproximadamente 0,28, mostrando que a comunidade bentônica foi semelhante nestes pontos de coleta.

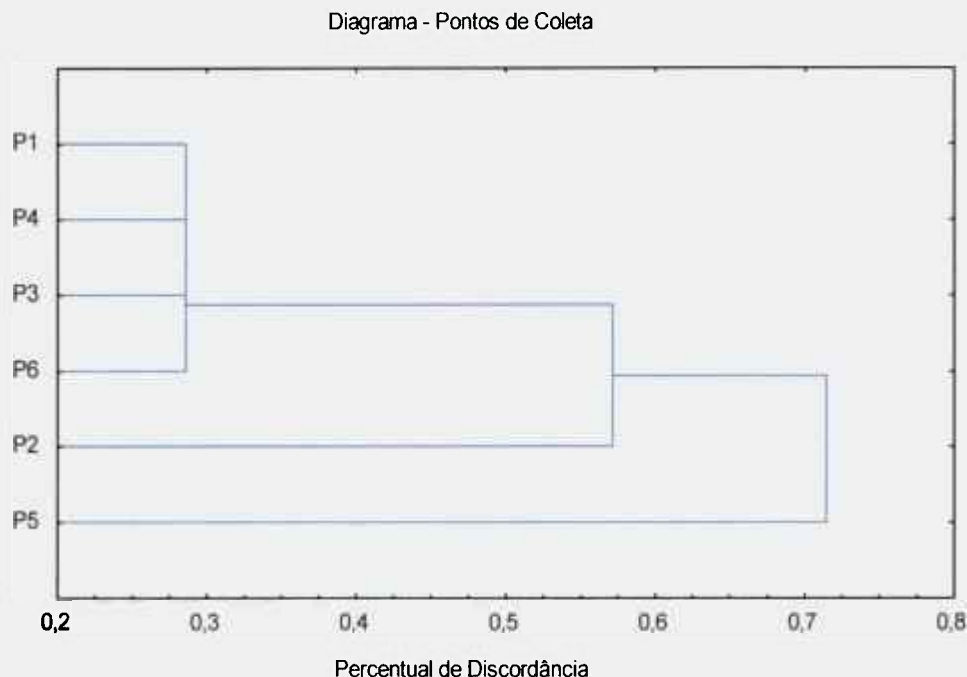


FIGURA 57 – Dendograma de discordância dos organismos bentônicos presentes no sedimento de fundo nos pontos de coleta P1 a P6.

O ponto de coleta P2 apresentou um grau de discordância maior em relação aos pontos P1, P4, P3 e P6. Apesar do ponto de coleta em questão estar diretamente sujeito à influência do descarte do lodo da ETA, também se deve considerar o fato de que o volume do efluente descartado pode contribuir para um maior carreamento do sedimento de fundo presente e, portanto, de parte da comunidade bentônica associada. O grau de discordância maior obtido no ponto P5 demonstra que a comunidade bentônica associada apresenta uma distribuição diferente dos demais pontos, especialmente por estar localizado a montante da confluência do rio Sem Nome.

6.12 Considerações sobre tratamento e disposição de lodo de ETA em cidades de pequeno e médio porte

Foi mostrado que a composição química do lodo de ETA é variável, dependendo das características do corpo d'água, dos produtos químicos utilizados na ETA e do próprio processo de tratamento. Foi observado também que o lodo possui características mais similares ao solo e da água de captação da região.

Foram discutidas as principais práticas de disposição de lodo, a necessidade da interrupção do lançamento de resíduos nos corpos d'água bem como do aprimoramento o processo de gestão da ETA e da necessidade do desenvolvimento de tecnologia integradas. Na TAB.62, a seguir, é apresentado um resumo de todos os processos alternativos possíveis de serem aplicados nas principais práticas de disposição de lodo de ETA.

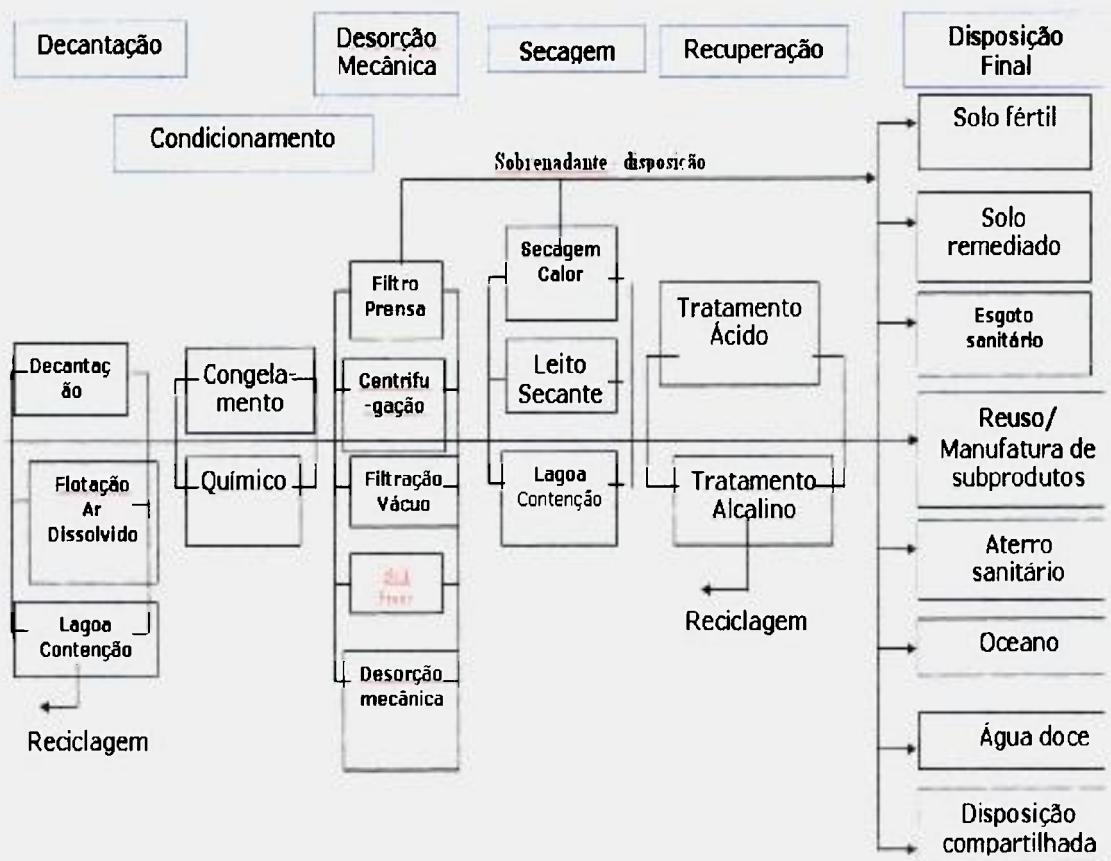


TABELA 62. Processos alternativos para o gerenciamento de lodo de ETAs.

Os processos de disposição de lodos de ETAs mais comuns no país, além do descarte em corpos d'água estudado neste trabalho, são o acondicionamento do efluente em aterros e o descarte no sistema de esgotos. Um dos maiores problemas do acondicionamento dos lodos é o fato da maioria das ETAs no Brasil utilizarem de sistemas convencionais de ciclo completo, que são constituídos de uma etapa de decantação após a floculação, necessitando de processos para a concentração do lodo formado, para sua disposição final.

A abordagem do tema em diversos trabalhos publicados mostra que não há ainda uma solução única que responda satisfatoriamente ao problema, especialmente porque a composição do lodo formado por uma ETA é influenciada por fatores característicos da região onde se encontra a própria ETA.

7 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos dos diferentes tópicos abordados neste trabalho e listados, a seguir, pode-se concluir que:

1. Caracterização do Lodo Gerado da ETA

- A composição química média do lodo apresentou silício, alumínio e ferro como elementos majoritários, além da presença em níveis de traços de alguns metais tóxicos como o cromo, cobre, chumbo e zinco;
- Algumas propriedades físico-químicas das amostras de lodo recolhido dos decantadores permaneceram inalteradas ao longo do estudo, mesmo em períodos sazonais diferentes;
- Os valores médios resultantes da análise do lodo nas frações total, parcial e lixiviável mostraram que os elementos Al, Ca, Mn, P e Cu são facilmente extraíveis, demonstrando uma forte disponibilidade ao ambiente, quando se consideram níveis de lixiviação acima de 50% do teor total encontrado. Por outro lado, elementos como Na, e K apresentaram baixa disponibilidade indicando provável associação desses elementos à matriz silicato;
- Os resultados encontrados nas amostras de lodo também mostraram especificamente os elementos Al e Cu como parâmetros importantes para a avaliação de contaminação de áreas próximas ao despejo de lodo por uma ETA;

2. Avaliação do Impacto do Descarte do Lodo da ETA no Curso d'Água

- Os resultados obtidos no estudo da fração solúvel do processo de tratamento de água da ETA de Registro mostraram elevados níveis de concentração dos elementos Ca, Mn, Mg, K e Na durante as primeiras três horas do processo de descarte, além de alterações na qualidade das águas superficiais do corpo d'água receptor para uma distância de até 50 m do local do descarte da ETA;

- O manganês foi identificado como um elemento característico do despejo e pode ser utilizado como elemento traçador do lodo descartado por apresentar-se no efluente em níveis superiores aos característicos da região e da legislação vigente. A presença de manganês no coagulante da ETA pode explicar sua presença no efluente da ETA;
- Constatou-se que a diluição durante a operação de descarte, decorrente do processo de lavagem do tanque de decantação, é um parâmetro importante a ser considerado no levantamento de alternativas para o destino do lodo;
- Os resultados demonstraram que o despejo do lodo não atende a legislação vigente (Decreto – Lei 8468/76, artigo 18; e artigo 19A), especialmente em razão do teor de sólidos e manganês. O alto teor de sólidos encontrado durante o início do processo de descarte pode promover lentamente um assoreamento do curso d'água, como mostra o depósito de lodo já existente no corpo d'água próximo ao local de lançamento;
- A maioria dos elementos analisados não apresentou evidências de contaminação nas águas superficiais dos cursos d'água estudados, quando comparadas às medidas realizadas a montante e a jusante do descarte do lodo pela ETA, em um período de até 1 dia após o descarte. A presença de alumínio em teores acima do estabelecido pela legislação foi associada a características naturais da geologia da região, pois as coletas realizadas a montante do despejo da ETA também apresentaram estas características e também porque medidas realizadas para o monitoramento da qualidade de águas superficiais no estado de São Paulo pela CETESB mostram que o alumínio representa o parâmetro com mais não conformidades, associado principalmente à constituição do solo do estado;
- Elementos como Co, B, V, Cr, Ni, Cu, Mo, Zn, Sn, Ag e Cd apresentaram níveis de concentração abaixo do limite de quantificação tanto para as amostras de água superficial quanto para o monitoramento realizado no despejo, demonstrando que os níveis de metais tóxicos dissolvidos encontrados ao longo do corpo receptor, após o descarte do lodo, encontram-se abaixo dos limites definidos pela Resolução CONAMA, para cursos de água Classe 2;

- Em relação aos organismos bentônicos, pode-se admitir que existe uma indicação de que grupos observados como típicos do ambiente com poluição orgânica e do próprio tipo de sedimento característico da região (mole e lodoso), não foram diretamente afetados pelo despejo do lodo da ETA.

3. Avaliação Estatística

- A avaliação estatística por dendogramas e Box-plot, dos principais parâmetros físico-químicos em amostras de águas superficiais mostrou que os parâmetros utilizados foram adequados para caracterizar os diferentes locais de amostragens, em função da similaridade química evidenciada para pontos de coleta situados em um mesmo curso d'água. A análise de Cluster demonstrou na prática uma similaridade entre os pontos de coleta ao longo de todo o período de estudo, com a ausência de contaminações aparentes do despejo da ETA, para as condições avaliadas.

4. Considerações Finais e Trabalhos Futuros

O descarte do lodo de ETA afeta o meio ambiente local em razão dos níveis de alumínio encontrados em amostras de sedimento lixiviado no ponto de coleta logo após o descarte do lodo da ETA. Apesar dos níveis encontrados para este elemento serem inferiores aos níveis de referência PEL, deve-se considerar os efeitos em longo prazo do descarte sistemático dos resíduos da ETA no meio ambiente local.

Embora os resultados obtidos não demonstrem uma contaminação direta, devemos observar que no período anterior a 1996 não havia exigência dos órgãos ambientais para tratar estes lodos. Após esta data, houve um prazo para que as empresas regularizassem seus efluentes, de modo que programas que visem enquadrar os lançamentos de lodo de ETA às legislações vigentes devem ser implantados para colaborar com a proteção dos cursos d'água.

Em se tratando de ETAs localizadas em cidades de médio porte, com uma população superior a 50.000 habitantes e inferior a 250.000 habitantes, como a cidade de Registro com 56.214 habitantes, e especialmente para cidades de pequeno porte, com menos de 50.000 habitantes (Brasil, 2004; IBGE, 2004), pode haver uma dificuldade na implantação das técnicas de adensamento de lodo em razão da necessidade de se manter equipes técnicas para a operação e manutenção deste equipamentos.

Em uma avaliação preliminar, concluiu-se neste estudo que a mais provável forma de disposição desses resíduos para a ETA estudada seria para o sistema de esgotos municipal, para um destino final em conjunto com o lodo formado pela ETE local. A implantação deste sistema minimizaria o custo de transporte para a disposição dos resíduos da ETA, além de centralizar o gerenciamento do resíduo formado. Alguns trabalhos citados neste estudo mostram que não há interferência significativa no desempenho da ETE, havendo somente a necessidade de adaptação da capacidade da rede coletora para o recebimento do efluente da ETA. Apesar de legislações que regem o problema serem cada vez mais rigorosas, exigindo soluções mais eficientes, a adoção de técnicas de disposição de lodos deve se mostrar realista quanto à especificidade dos problemas técnicos e econômicos da cada ETA.

Deste modo, sugere-se também por parte das empresas de saneamento, a adoção de políticas específicas de gerenciamento de lodo de ETA, estabelecendo-se medidas oficiais de controle e disposição destes resíduos, por meio da regulamentação de alternativas já testadas e tidas como viáveis para a resolução do problema. Diversos trabalhos já foram realizados sobre o tema sem que, no entanto, se adotasse estes estudos como prova técnica de que representam alternativas efetivamente viáveis para a resolução do problema. Cabe aos órgãos técnicos competentes a aplicação destas técnicas em programas de reaproveitamento e tratamento do lodo de ETA.

APÊNDICE A - Concentração média de metais em água bruta, obtida a jusante da ETA, relacionada com os dados obtidos pelo estudo de duas bacias hidrográficas no Estado de São Paulo (Lemes, 2001).

Elemento	Local	Concentração Média (mg.L⁻¹)	Faixa de Concentração (mg.L⁻¹)
Alumínio	Jusante (ETA de Registro)	0,163	0,028 – 0,307
	Bacia do rio Pardo	0,154	<0,092 – 0,578
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	0,133	<0,092 – 0,578
Bário	Jusante (ETA de Registro)	0,051	0,040 – 0,059
	Bacia do rio Pardo	0,071	0,011 – 0,180
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	0,073	0,012 – 0,151
Cádmio	Jusante (ETA de Registro)	0,004	0,001 – 0,010
	Bacia do rio Pardo	<0,004	-
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	<0,004	-
Cromo	Jusante (ETA de Registro)	0,017	0,004 – 0,030
	Bacia do rio Pardo	<0,004	-
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	<0,004	-
Cobalto	Jusante (ETA de Registro)	0,010	0,005 – 0,014
	Bacia do rio Pardo	0,049	<0,017 – 0,095
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	0,048	<0,017 – 0,095
Cobre	Jusante (ETA de Registro)	0,004	0,003 – 0,005
	Bacia do rio Pardo	0,0099	<0,003 – 0,020
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	0,009	<0,003 – 0,020
Ferro	Jusante (ETA de Registro)	3,602	2,164 – 5360
	Bacia do rio Pardo	1,114	0,042 – 3,396
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	1,131	0,016 – 3,041
Chumbo	Jusante (ETA de Registro)	<0,001	<0,001
	Bacia do rio Pardo	<0,016	-
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	<0,016	-
Manganês	Jusante (ETA de Registro)	0,160	0,090 – 0,223
	Bacia do rio Pardo	0,062	0,006 – 0,228
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	0,138	0,008 – 0,815
Níquel	Jusante (ETA de Registro)	0,009	0,002 – 0,025
	Bacia do rio Pardo	<0,016	-
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	<0,016	-
Prata	Jusante (ETA de Registro)	0,007	0,002 – 0,012
	Bacia do rio Pardo	0,012	<0,001 – 0,028
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	0,012	<0,001 – 0,027
Zinco	Jusante (ETA de Registro)	0,052	0,005 – 0,193
	Bacia do rio Pardo	<0,003	-
	Bacia do rio Mogi-Guaçu	<0,003	-

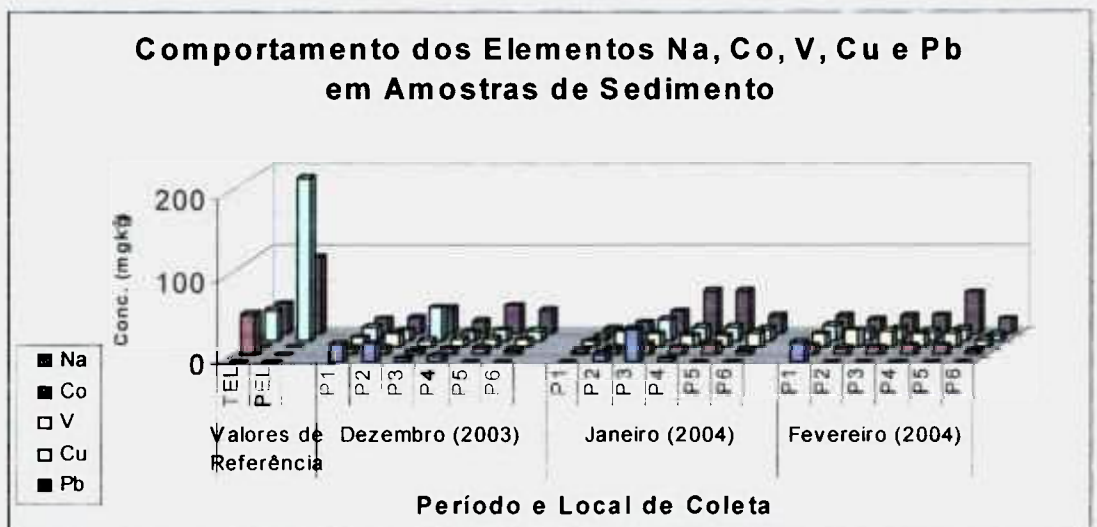
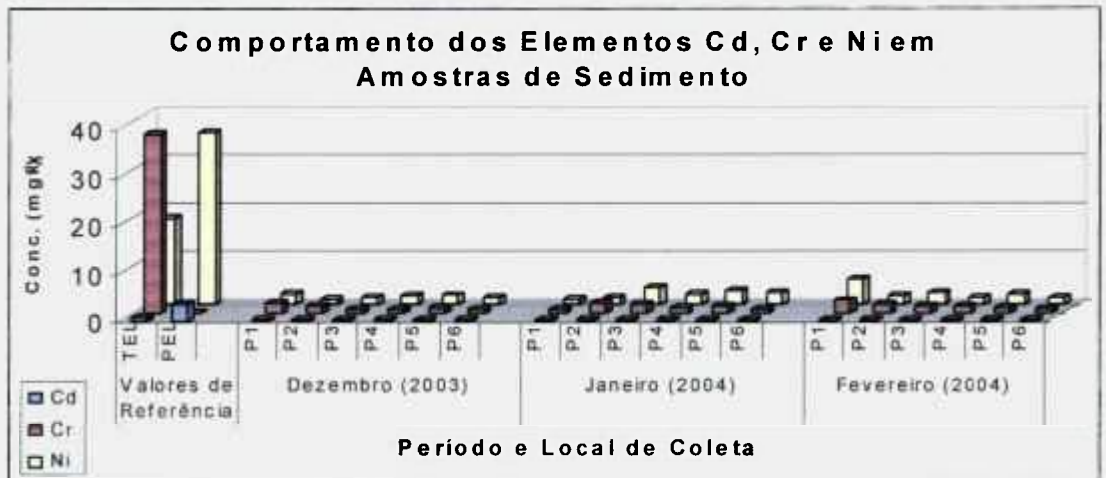
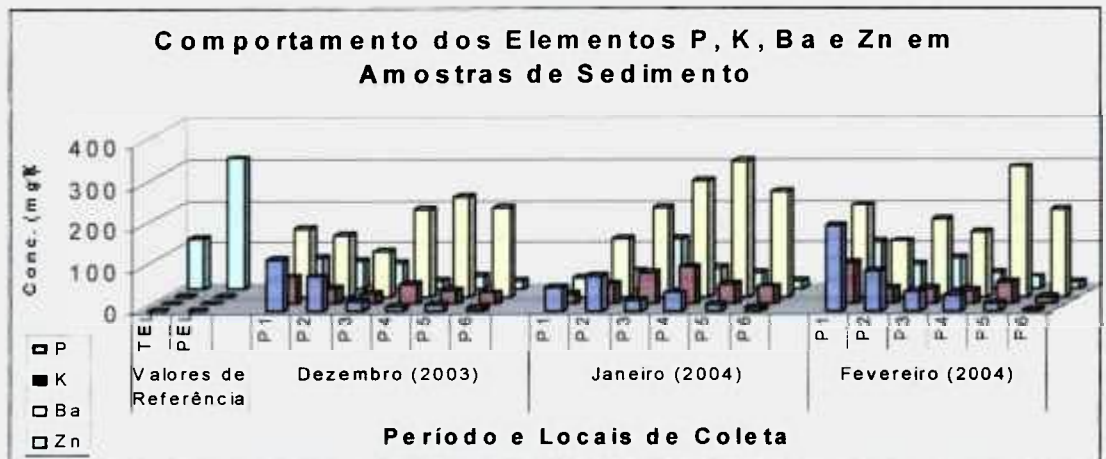
APENDICE B – Estatística descritiva para as concentrações elementos traços na fração lixiviável de amostras de sedimento (mg.kg⁻¹), período de chuvas (Dezembro/2003 a Fevereiro/2004).

	Na	Mg	P	K	Ca	Fe	Ba	Co	Al	V	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Cd
Média	15,4	1.340	131	63,5	8.431	3.692	143	7,71	1.185	11,6	1,79	85,9	2,77	12,1	71,0	0,20
P1																
Mediana	21,8	1.245	125	66,4	6.073	4.763	162	8,42	1.258	11,7	2,14	80,2	2,06	15,2	75,0	0,15
Máximo	23,9	2.321	208	98,2	15.441	5.162	220	11,6	1.884	16,1	2,58	137	5,15	17,1	114,0	0,38
Mínimo	0,53	453	58,9	25,9	3.778	1.150	47,1	3,12	414	6,87	0,65	40,4	1,10	3,9	24,1	0,07
Média	11,3	344	90,4	41,9	1.557	3.840	141	8,33	3.250	18,6	1,73	68,9	1,50	12,3	57,3	0,15
P2																
Mediana	9,91	359	87,3	37,9	1.670	3.823	141	8,47	3.009	18,6	1,83	67,4	1,55	12,2	59,9	0,11
Máximo	23,4	431	98,8	49,8	2.065	4.201	147	8,68	3.858	21,3	2,03	82,6	1,83	14,1	67,0	0,25
Mínimo	0,53	242	85,1	37,9	937	3.496	134	7,84	2.883	16	1,34	56,8	1,13	10,7	45,1	0,10
Média	14,7	519	33,8	45,3	1.892	4.233	169	9,16	1.289	15	1,28	102	2,60	25,8	87,0	0,20
P3																
Mediana	4,4	583	26,7	36,2	2.167	3.942	187	9,41	1.197	16,7	1,43	98,3	2,61	24,4	75,1	0,21
Máximo	39,1	655	49,2	74,8	2.605	6.614	214	13,3	2.143	19,5	1,74	148	3,67	39,5	122,0	0,30
Mínimo	0,53	319	25,4	25	905	2.142	107	4,76	528	8,83	0,68	59,1	1,53	13,4	63,8	0,10
Média	4,52	288	33,2	56,8	1.233	3.764	216	9,42	1.569	13,5	0,99	162	1,81	12,0	36,6	0,11
P4																
Mediana	5,06	336	40,1	47,8	1.024	3.542	212	9,41	1.830	13,8	1,05	130	1,72	10,4	39,7	0,10
Máximo	7,98	389	45,8	89,9	1.807	5.434	282	11,8	2.131	16	1,27	249	2,23	16,0	51,6	0,17
Mínimo	0,53	138	13,7	32,8	868	2.317	154	7,04	747	10,6	0,65	108	1,49	9,5	18,6	0,07
Média	0,53	525	18,3	45,4	1.837	3.830	295	11,1	875	13,7	1,11	667	2,31	13,5	33,3	0,12
P5																
Mediana	0,53	461	17,2	48,3	1.888	4.095	314	11,9	826	13,8	1,07	681	2,07	13,1	32,0	0,12
Máximo	0,53	660	21,3	53,4	1.958	4.313	328	12,7	1106	17	1,28	774	2,93	15,7	38,2	0,15
Mínimo	0,53	455	16,3	34,4	1.665	3.081	243	8,75	695	10,4	0,98	546	1,94	11,7	29,6	0,10
Média	0,53	419	7,7	29,2	1.167	1.345	226	5,2	638	12	0,68	246	1,69	10,2	18,4	0,12
P6																
Mediana	0,53	421	8,77	27,6	1.139	1.410	213	5,43	674	10	0,65	302	1,38	10,7	18,3	0,10
Máximo	0,53	450	9,13	43,1	1.259	1.768	255	5,8	698	17	0,75	313	2,37	13,4	20,2	0,16
Mínimo	0,53	387	5,21	16,9	1.103	858	211	4,53	544	8,98	0,65	124	1,33	6,5	16,7	0,10

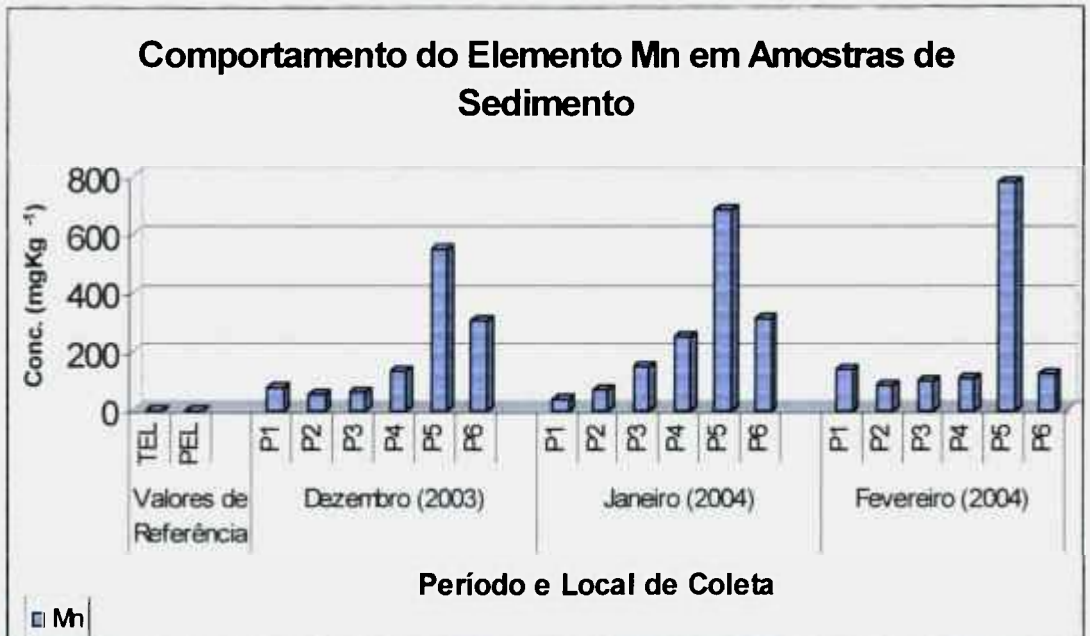
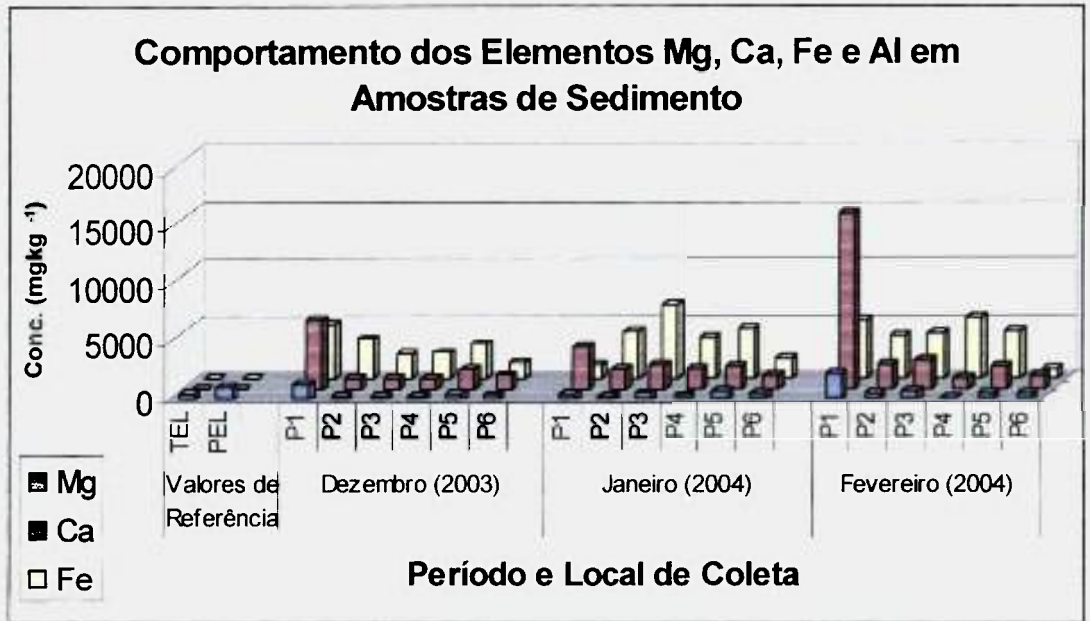
APENDICE C – Estatística descritiva para as concentrações elementos traços na fração lixiviável de amostras de sedimento (mg.kg.⁻¹) para o período de estiação (Junho/2004 a Agosto/2004).

	Na	Mg	P	K	Ca	Fe	Ba	Co	Al	V	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Cd
Média	37,0	1.220	106	88,9	5.583	4.958	96,2	8,69	1.505	11,6	3,14	71,5	3,41	13,7	73,5	0,13
Mediana	27,2	1.073	122	109	4.641	5.003	111	12,3	1.623	12,8	3,52	63,3	3,37	14,7	81,4	0,2
Máximo	71,7	2.185	165	132	11.100	7.728	152	13,0	2.363	17,2	4,72	126	3,95	21,4	119	0,22
Mínimo	12,1	402	29,6	25,8	1.007	2.143	25,6	0,78	530	4,83	1,17	25,1	2,90	4,88	20,2	0,11
Média	39,2	442	137	66,4	2.616	4.706	86,7	9,59	5.464	15,2	3,49	126	1,63	12,3	44,6	*
Mediana	38,4	433	167	73,9	2.490	4.110	81,1	10,7	5.700	15,8	2,98	120	1,72	12	48,4	0,13
Máximo	63,1	489	167	83,4	3.078	5.913	123	13,2	7.403	19,6	5,23	166	1,80	14,4	49,1	0,13
Mínimo	16,2	404	76,6	41,8	2.280	4.095	55,9	4,87	3.290	10,3	2,25	91,2	1,38	10,4	36,4	0,13
Média	37,6	467	71,4	54,9	1.504	4.077	74,8	8,03	983	15,0	1,50	148	2,43	29	79,7	0,13
Mediana	51,8	418	40,8	43,0	1.342	3.820	60,4	9,53	948	12,9	1,71	164	1,85	31,9	87,6	0,13
Máximo	54,1	735	142	89,1	2.380	4.943	104	12,5	1.515	23,1	1,90	180	3,85	47,3	131	0,18
Mínimo	7,03	249	31,5	32,6	790	3.468	59,9	2,05	487	8,97	0,88	101	1,60	7,95	20,6	0,12
Média	13,4	385	51,7	77,9	2.087	4.669	87,6	8,30	1.203	10,1	1,67	192	1,80	11,3	52,3	*
Mediana	13,3	329	47,2	49,2	1.091	5.820	92,6	6,52	1.279	10,4	1,13	175	1,80	10,5	41,9	0,20
Máximo	14,0	602	65,1	138	4.145	6.032	95	12,1	1.434	11,1	2,95	269	1,87	14,1	76,2	0,22
Mínimo	12,8	223	42,7	46,6	1.024	2.155	75,1	6,18	896	8,80	0,93	132	1,73	9,27	38,9	0,20
Média	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Mediana	9,50	667	19,4	54,0	1.577	3.558	157	7,00	897	8,05	1,24	714	2,44	11,8	34,5	0,13
Máximo	13,2	876	25,8	72,9	2.032	4.120	192	9,38	1.090	9,22	1,45	920	2,85	13,9	40,4	0,13
Mínimo	5,80	458	13,1	35,0	1.122	2.995	122	4,62	704	6,88	1,02	509	2,02	9,62	28,6	0,13
Média	10,2	707	22,5	59,9	2.005	4.446	163	11,7	1.046	10,7	1,81	875	6,04	14,3	44,9	0,13
Mediana	9,75	674	25,6	55,9	2.030	5.168	188	11,6	1.111	11,0	1,67	924	3,08	16,1	48,8	0,12
Máximo	17,5	918	26,9	81,0	2.332	5.978	214	12,0	1.223	12,6	2,13	1253	13,2	16,8	51,6	0,15
Mínimo	3,40	528	15,1	42,7	1.652	2.192	87,7	11,4	805	8,38	1,63	448	1,83	10,1	34,2	0,12

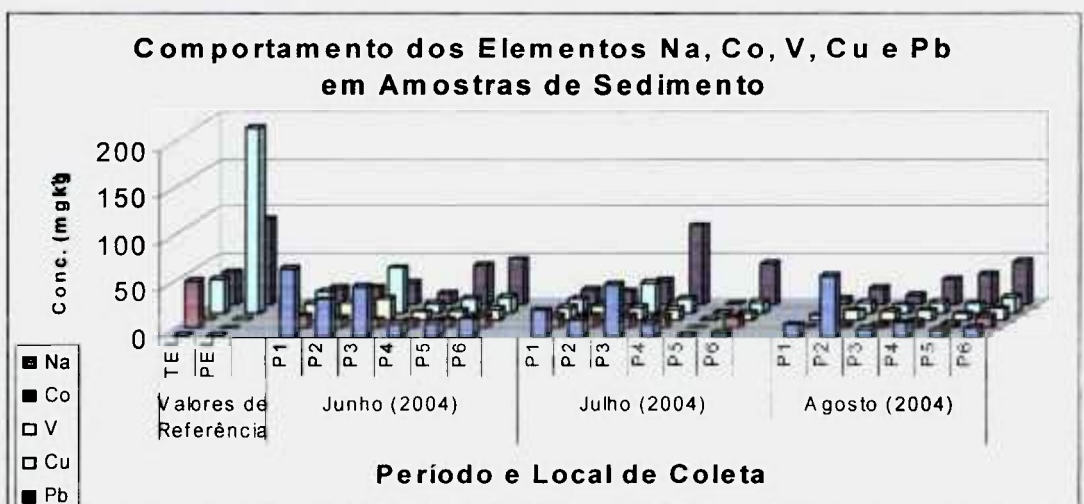
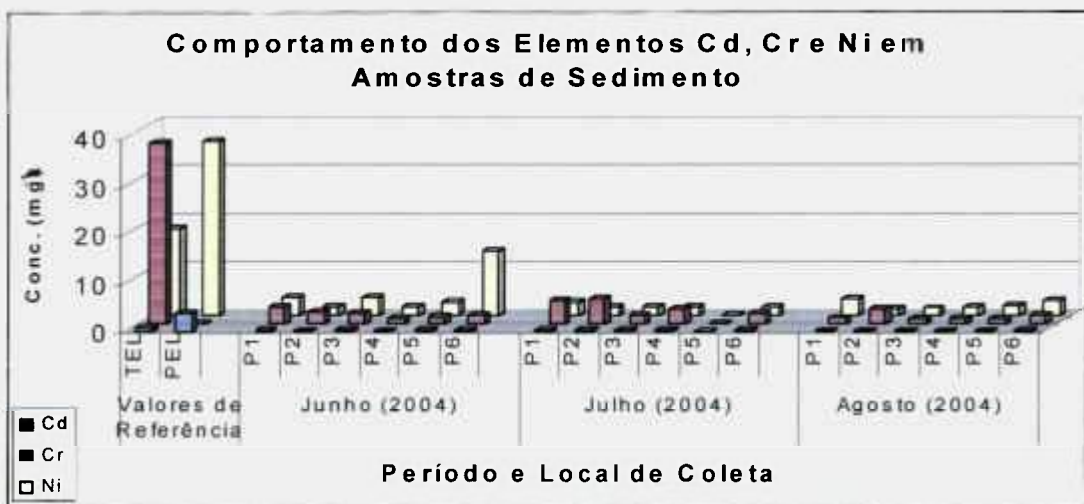
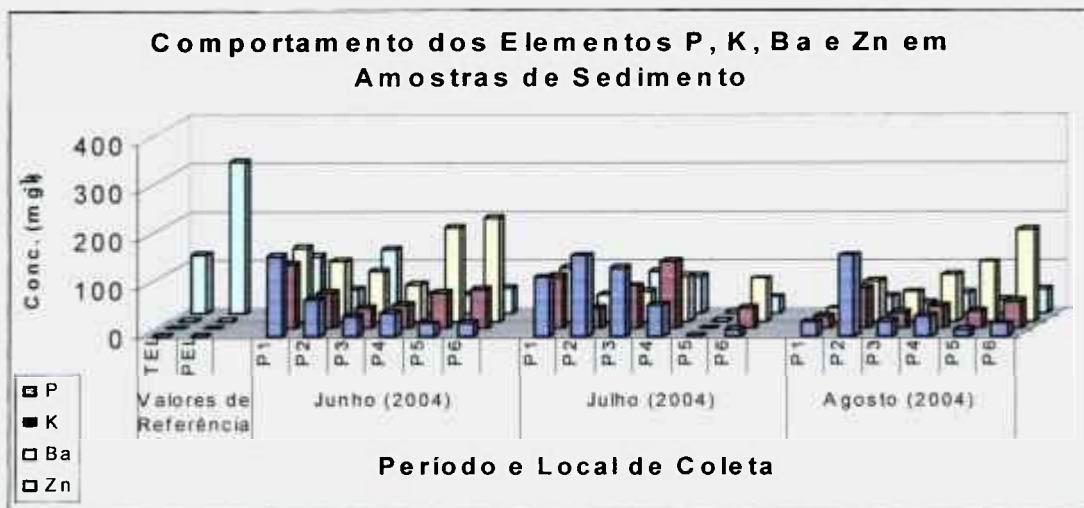
APÊNDICE D – Perfil do comportamento dos elementos analisados em amostras de sedimento coletadas 1 dia após o descarte do lodo da ETA, durante o período de chuvas (Dezembro/2003 a Fevereiro de 2004).



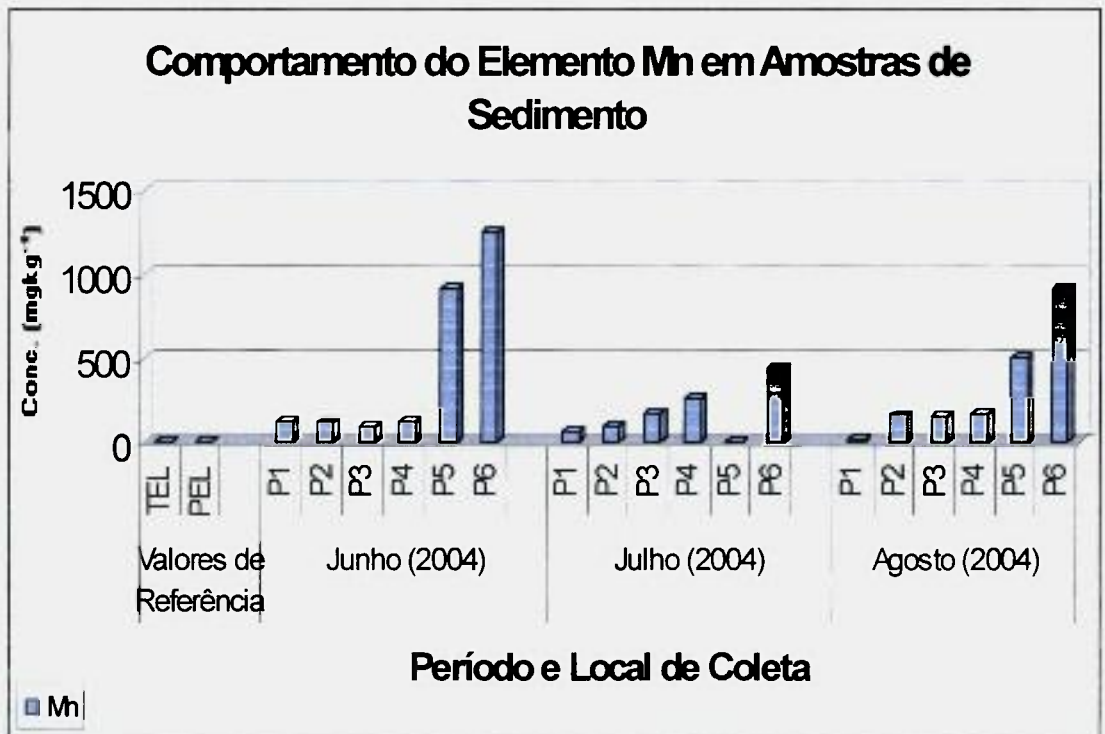
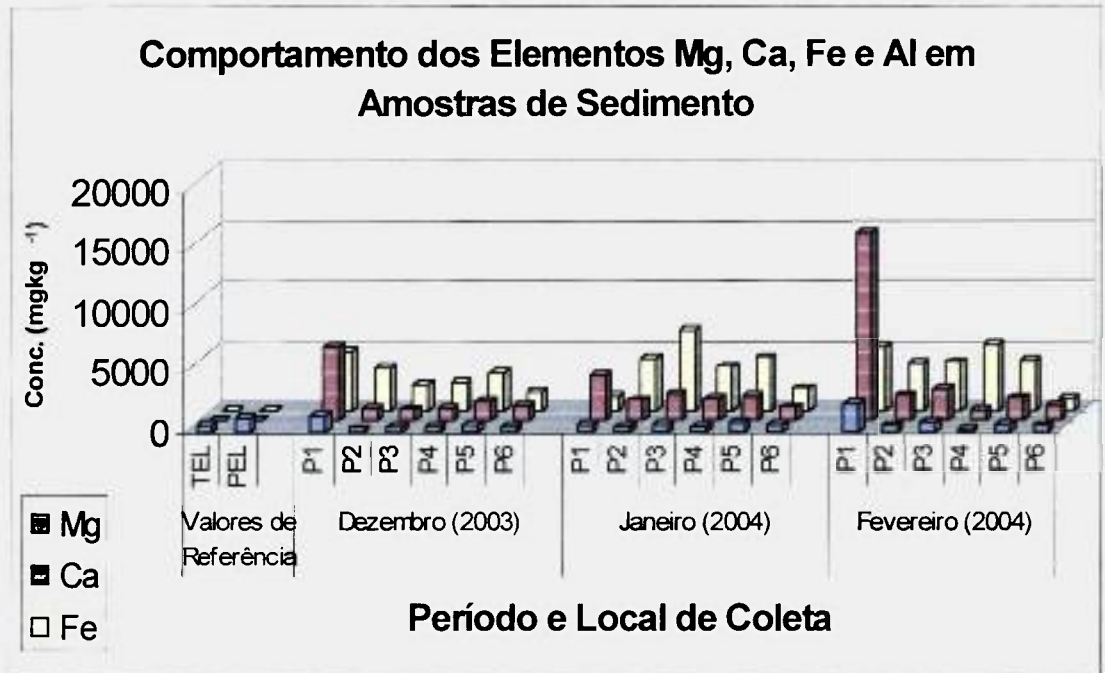
APÊNDICE E – Perfil do comportamento dos elementos analisados em amostras de sedimento coletadas 1 dia após o descarte do lodo da ETA, durante o período de chuvas (Dezembro/2003 a Fevereiro/2004).



ANEXICE 1 Perfil de comportamento dos elementos analisados em amostras de sedimento coletadas 1 dia após o descarte do lodo da ETA, durante o período de estiagem (Junho/2003 a Agosto/2004).



APÊNDICE G – Perfil do comportamento dos elementos analisados em amostras de sedimento coletadas 1 dia após o descarte do lodo da ETA, durante o período de estiagem (Junho/2003 a Agosto/2004).



APÊNDICE H – Abundância relativa da comunidade bentônica no período de estudo, realizadas antes e depois do descarte de lodo da ETA.

Contagem de Macroinvertebrados (em organismos.m ⁻³)						
Organismo	Ponto 01					
	1ª Coleta		2ª Coleta		3ª Coleta	
	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte
	21/9/2004	23/9/2004	20/10/2004	22/10/2004	5/4/2005	7/4/2005
Mollusca-Pelecypoda	0	0	0	0	1	0
Insecta-Diptera-Chironomidae	101	850	5	1	0	0
Annelida-Oligochaeta-Tubificidae	3	0	0	0	0	0
Annelida-Hirudinea	0	0	0	1	0	0
Organismo	Ponto 02					
	1ª Coleta		2ª Coleta		3ª Coleta	
	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte
	21/9/2004	23/9/2004	20/10/2004	22/10/2004	5/4/2005	7/4/2005
Mollusca-Gastropoda	1	3	0	0	0	0
Annelida-Hirudinea	1	0	0	0	0	0
Organismo	Ponto 03					
	1ª Coleta		2ª Coleta		3ª Coleta	
	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte
	21/9/2004	23/9/2004	20/10/2004	22/10/2004	5/4/2005	7/4/2005
Mollusca-Gastropoda	1	0	7	0	*	*
Organismo	Ponto 04					
	1ª Coleta		2ª Coleta		3ª Coleta	
	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte
	21/9/2004	23/9/2004	20/10/2004	22/10/2004	5/4/2005	7/4/2005
Mollusca-Gastropoda	0	2	0	0	0	0
Insecta-Diptera-Chironomidae	7	0	0	1	0	0
Annelida-Oligochaeta-Tubificidae	9	0	0	0	0	0
Organismo	Ponto 05					
	1ª Coleta		2ª Coleta		3ª Coleta	
	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte
	21/9/2004	23/9/2004	20/10/2004	22/10/2004	5/4/2005	7/4/2005
Insecta-Diptera-Chironomidae	2	0	0	0	0	0
Insecta-Ephemeroptera	1	0	0	0	0	0
Annelida-Oligochaeta-Tubificidae	5	4	3	0	0	0
Organismo	Ponto 06					
	1ª Coleta		2ª Coleta		3ª Coleta	
	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte	Antes do descarte	Depois do descarte
	21/9/2004	23/9/2004	20/10/2004	22/10/2004	5/4/2005	7/4/2005
Insecta-Diptera-Chironomidae	1	0	0	0	0	0
Insecta-Diptera-Ceratopogonidae	0	2	0	0	0	0
Insecta-Ephemeroptera	0	9	0	0	0	0
Annelida-Oligochaeta-Tubificidae	2	2	0	0	0	0

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALBRECHT, A.E. Disposal of alum sludges. *AWWA Journal*. v. 64, n. 1, p. 46-72, 1972.
2. ALLOWAY, B.J.; AYRES, D.C. *Chemical principles of environmental pollution*, Glasgow: Chapman and Hall, 1994. p. 31-43.
3. AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION JOURNAL, **Processing water-treatment-plant sludge**. Denver, USA, 1974.
4. AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION JOURNAL, **Processing Water-Treatment-Plant Sludge**. Denver, USA, 1995.
5. ANDREOLI, C.V. *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. Rio de Janeiro, R.J.: ABES, 2001.
6. APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20ª ed. Washington: American Public Health Association. 1998.
7. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Resíduos Sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004 (a). (NBR 10.004).
8. BARON, J.S.; POFF, N.L.; ANGERMEIER, P.L.; DAHM, C.N.; GLEICK, P.H.; HAIRTON, R.B.; JACKSON, C.A.; RICHTER, B.D.; STEINMAN, A.D. Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications*, v. 12, p. 1247-1260, 2002.
9. BARROSO, M.M. *Problemática dos metais e sólidos no tratamento de água (estação convencional de ciclo completo) e nos resíduos gerados*. 2002. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.
10. BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, A. Botton fauna flotation using a solution of sodium chloride. *Verhandlung Internationale Vereinigung de Limnologie*, v. 26, p. 2358-2359, 1998.

11. BRASIL. CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL, Brasília, Senado Federal, Centro Gráfico, 1988.

Lei federal 6.938/81- Política Nacional Meio Ambiente.

Lei federal 8.080/90 – Condições de Promoção da Saúde.

Lei Federal 9.433/97 – Política Nacional de Gestão dos Recursos Hídricos

12. BRASIL. MINISTÉRIO DE DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº. 357, D. O. U., de 17/03/05, Brasília.

13. BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº. 1469, 2000. Ministério da Saúde do Brasil, D. O. U., de 12/00, Brasília.

14. BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº. 518, 2004. Ministério da Saúde do Brasil, D. O. U., de 25 de março de 2004, Brasília. Disponível em: <<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>>. Acesso em: 23 jan. 2004.

15. RESAOLA JR., R.; SARON, A. A menor produção de resíduos sólidos, em pesquisa piloto, no tratamento de água de abastecimento por tecnologias diferenciadas. In: ICTR 2004 - CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL & CICLO DE CONFERÊNCIAS SOBRE POLÍTICA E GESTÃO AMBIENTAL. Out., 2004, Florianópolis.

16. BRINKHURST, R.O.; COOK, G.G. *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. New York, N.Y.: Hart, C.W. and Fuller, S.L.H., 1974.

17. CAMPOS, A.; MENDONÇA, L.; PIRES, E. Utilização do ultra-som na minimização da geração do lodo em sistemas anaeróbios de tratamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. Out., 2004, Florianópolis.

18. CCME - CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. CCME-EPC-98 E. Prepared by Environment Canada, Guidelines Division, Technical Secretariat of the CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa, Canada, 1999.
19. CAPOBIANCO, J.P. Restam apenas 7,3% da mata atlântica. *Parabólicas* (Instituto Sócio Ambiental), v. 40, p. 10-11, 1998.
20. CARVALHO, E.H. *Disposição de resíduos gerados nas estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto com decantação primária*. 2000. Tese (Doutoramento) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.
21. CETEC; CBH-RB. Relatório de situação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do ribeira de iguape e litoral sul UGRHI 11. *Relatório técnico Final*, v. 1. Disponível em: <<http://sigrh.sp.gov.br/sigrh/ftp/relatorios/CRH/CBH-RB/R0/volume/index.htm>>. Acesso em: 05 abr. 2001.
22. CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Relatório de qualidade da águas interiores do estado de São Paulo de 1999*, 2000.
23. CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Relatório de qualidade da águas interiores do estado de São Paulo de 2000*, 2001.
24. CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Relatório de qualidade da águas interiores do estado de São Paulo de 2004*. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 23 jun. 2004.
25. CHARLES, B.; FREDEEN, K.J. *Concepts, instrumentation and techniques in inductively coupled plasma optical emission spectrometry*. Perkin Elmer, 1997.

26. CIIAGRO - CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/Ciiagro>>. Acesso em: 19 nov. 2004.
27. COTRIM, M.E.B.; FURUSAWA, H.A.; DANTAS, S.K.; GELATTI, M.J.G.; BELTRAME FILHO, O.; BANA, B.; PIRES, M.A.F. Caracterização de sedimentos ativos de drenagem em áreas de captação. In: XV ENCONTRO TÉCNICO “SANEAMENTO, DIREITO COM DEVERES” – AESABESP, 30 de Ago. - 01 de Set., 2004, São Paulo.
28. COTRIM, M.E.B.; DANTAS, E.K.; FILHO, O.B.; HIROI, J.; PIRES, M.A.F. Qualidade da água subterrânea utilizada para abastecimento público no Vale do Ribeira – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 18 - 23 de Set., 2005, Campo Grande/MS.
29. COMBEST, K. Trace metals in sediment: spatial trends and sorption processes. *Water Resources Bulletin, American Water Resources Association*, v. 27, n. 1, 1991.
30. CORDEIRO, J.S. *Problema dos lodos gerados nos decantadores em estações de tratamento de água*. 1993. Tese (Doutoramento) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.
31. COSIN, S.; KOZIEVITCH, V.; SANTOS, P.; DÍAZ, F. Estudo e caracterização de lodo de estação de tratamento de água visando sua utilização na produção de material cerâmico. In: ICTR - CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. Out., 2004, Florianópolis.
32. DANTAS, E.S.K. *Procedimentos analíticos em determinações multi-elementares de particulados do aerossol atmosférico para uso em modelo receptor*. 1999. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Química/USP, São Paulo.
33. DAVID, A.C.; SANTOS, C. M. Secagem de lodo da ETA Taiaçupeba disposto na forma de leira em pátio coberto. In: XV Encontro Técnico AESABESP, Ago., 2004, São Paulo.

34. DHARMAPPA, H.B.; HASIA, A.; HAGARE, P. Water treatment plant residuals management. *Wat. Sci. Tech.*, v. 35, p. 45-56, 1997.
35. DAEE - DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. *Caracterização dos usos e das disponibilidades hídricas*. São Paulo, 1985.
36. ECKENFELDER, W.; SANTHANAM, C. Pollution engineering and technology - sludge treatment. New York, N.Y.: Marcel Dekker, 1981.
37. FGV - FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. *Indicadores de sustentabilidade para a gestão dos recursos hídricos no Brasil*. CIDS - Centro Internacional de Desenvolvimento Sustentável - EBAP - Escola Brasileira de Administração Pública. Projeto Indicadores de Sustentabilidade para a Gestão de Recursos Hídricos, 2000.
38. FISZMAN, M.; PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D. Comparison of methods used for extraction and geochemical distribution of heavy metals in bottom sediments from Sepetiba Bay. *Environ. Tech. Letters*, v. 5, p. 567-575, 1984.
39. FONTANA, A.O.; CORDEIRO, J.S. Tecnologia integrada como solução para lodos de decantadores e água de lavagem de filtros – Estudo de Caso – ETA Cardoso/SP. In: XV Encontro Técnico AESABESP, Ago., 2004, São Paulo, SP. São Paulo: 2004. 1 CD-ROM.
40. FURREY, M.; SHAEFER, J.; GEHO, M.; GALLO, T. Micro filtration for treatment of waste filter wash water at a North Jersey surface water treatment plant. *American Water Works Association – Water Quality Technology Conference Proceedings*. Disponível em: <<http://www.pal.com/pdf/tu08-1.pdf>>. Acesso em: 1 nov. 2005.
41. GATTI, L.V. *Distribuição de Metais em Testemunhos de Sedimentos de Duas Lagoas Marginais do Rio Mogi - Guaçu (E.E. de Jataí, Luiz Antônio, SP)*. 1997. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.
42. GOLDSTEIN, J.I.; YAKOWITZ, H.; NEWBURY, D.E. *Practical aspects of X - Ray microanalyses*. In: GOLDSTEIN, J.I., YAKOWITZ, H. Practical scanning electron microscopy: electron and ion microscope analysis. New York, N. Y.: Plenum, 1976.

43. GONÇALVES, R.F.; BRANDÃO, J.T.; BARRETO, E.M.S. Viabilidade econômica da regeneração do sulfato de alumínio de lodos de estações de tratamento de águas. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, II 045, p. 1298-1306, 1999.
44. GRANDIN, S.R. *Desidratação dos lodos produzidos nas estações de tratamento de água*. 1992. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica/USP, São Paulo.
45. GUERRA, R.C.; ANGELIS, D.F.D. Classificação e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descarte em aterro sanitário. *Arq. Inst. Biol.*, v. 72, n. 1, p. 87-91, 2005.
46. HIRABAYASHI K.; YOSHIZAWA K.; YOSHIDA N.; KAZAMA F. Progress of eutrophication and change of chironomid fauna in lake Yamanakako. *Limnology*, v. 5, p. 47-53, 2004.
47. HOGAN, D.J.; CARMO, R.L.; ALVES, H.P.F.; RODRIGUES, I.A. Desenvolvimento sustentável no Vale do Ribeira (SP): conservação ambiental e melhoria das condições de vida da população. 1998. Disponível em: <<http://www.unicamp.br/nepo/staff/roberto/valeribeira.htm>>. Acesso em: 13 mar. 2002.
48. HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; ANDREOLI, C.V.; SALES, A.; JOUKOSKI, A. Estudo de incorporação do lodo centrifugado da estação de tratamento de água Passaúna em matrizes de concreto, com dosagem de 3%. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2003, Joinville.
49. MÉTODOS GERAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUA: decantação. Disponível em: <<http://www.ocaminhodaagua.hpg.ig.com.br/dec.html>>. Acesso em: 29 jun. 2004.
50. IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000 (PNSB)*. 2002, Brasília.

51. JACKSON, R.B.; CARPENTER, S.R.; DAHM, C.N.; MCKNIGHT, D.M.; NAIMAN, R.J.; POSTEL, S.L.; RUNNING, S.W. *Ecological Applications*, Water in a *Changing World*, v. 11, p. 1027-1045, 2001.
52. JOINT COMMITTEE FOR POWDER DIFFRACTION STUDIES – INTERNATIONAL CENTRE FOR DIFFRACTION DATA, USA, 1997.
53. JOASSON, P.M.; Botton fauna and eutrophication. In: Proceedings of the Symposium of the National Academy of Science – Eutrophication: causes, consequences and correctives. National Academy of Science, p. 274-305. EUA, 1969.
54. KAGGWA, R.; MULALELO, C.; DENNY, P.; OKORUT, T. The impact of alum discharges on a natural tropical wetland in Uganda. *Water Research*, v. 35, n. 3, p. 795-807, 2001.
55. KATSUOKA, L. *Avaliação do impacto da atividade agropecuária da qualidade da água em áreas de captação superficial nas bacias hidrográficas dos rios Mogi - Guaçu e Pardo*. 2001. Tese (Doutoramento) - IPEN/ USP, São Paulo.
56. KAWAMURA, 1991. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 2003.
57. KAWAMURA, S. *Integrated design of water treatment facilities*. New York, N.Y.: John Wiley & Sons, 1991.
58. KINGSTON, H.M.; HASWELL, S.J. *Microwave-enhanced chemistry – fundamentals, sample preparation and applications*. American Chemical Society, Washington, D.C., 1997.
59. KNOBLAUCH, P.M.; MIBIELLI, G.; FRANÇA, R. Incorporação de lodo de estação de tratamento de água em blocos cerâmicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, Out., 2004, Florianópolis.

60. LEMES, M.J.L. *Avaliação de metais e elementos-traço em águas e sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogi - Guaçu e Pardo*. 2001. Dissertação (Mestrado) - IPEN/ USP, São Paulo.
61. LESTER, J.N. *Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes*. CRC Press, Boca Raton, 1987.
62. LINO, C.F. (ed.). 1992. *Reserva da biosfera da Mata Atlântica - Plano de ação. Consórcio Mata Atlântica e Universidade Estadual de Campinas*, v. 1, 1992.
63. MACHADO, L.; PEREIRA, J.; PONTE, M.; LOPES, L. Avaliação do aproveitamento agrícola do lodo produzido na ETA Bolonha – RMB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, Out., 2004, Florianópolis.
64. MARQUES, M.N.; COTRIN, M.E.B. ; PIRES, M.A.F. 2003. *Pesticide monitoring in Ribeira Valley, Southeastern Brazilian*. In: IX Congresso mundial de água, Out., 2003, Madri.
65. MARQUES, M.N. *Avaliação do impacto de agrotóxicos em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira Iguape, São Paulo. Uma contribuição à análise crítica da legislação sobre o padrão de potabilidade*. 2005. Tese (Doutorado) - IPEN/ USP, São Paulo.
66. MIYAHARA, R.Y.; DIAZ, F.; TOFFOLI, S.M. Estudo comparativo do comportamento mecânico de corpos de prova de argila comum contendo lodos de estação de tratamento de água conformados manualmente e por prensagem uniaxial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, Out., 2004, Florianópolis.
67. MORAES, L.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C.; GUEDES, T. Estudo do Processo de Coagulação/Floculação Seguido de Filtração Direta para a Produção de Água Potável. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, Out., 2004, Florianópolis.

68. MOREIRA, F.; MOREIRA, J. A Importância da Análise de Especiação do Chumbo para a Avaliação dos Riscos à Saúde. *Química Nova*, v. 27, , n. 2, p. 251-260, 2004.
69. MORITA, D.; SAMPAIO, A.; MIKI, M.; DAVID, A. Incorporação de lodos de estações de tratamento de água em blocos cerâmicos. In: 10º SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, SILUBESA, 2002, Lisboa.
70. MUÑOZ, S. *Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados*. 2002. Tese (Doutorado) - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto/USP, Ribeirão Preto.
71. MURRAY, K.; DILLON, G. *Waterworks Residuals Management: a Comparison of US and UK Practices*, p. 4-37-4-47, 1994.
72. NUVOLARI, A. *Inertização de lodo de esgoto em tijolos maciços: Aspectos tecnológicos e ambientais*. 2002. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Civil/UNICAMP, Campinas.
73. OLIVEIRA, M.J.E.; ASSIS, C.S. Resíduos de construção: desenvolvimento sustentável. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2001, Rio de Janeiro, RJ.
74. PADILHA, A.F.; AMBROSIO FILHO, F. *Difração de RX. Técnicas de análise micro estrutural*. São Paulo, SP: Hemus, 1985.
75. PARSEKIAN, M.P.S. *Análise e proposta de formas de gerenciamento de estações de tratamento de águas de abastecimento*. 1998. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.
76. PARSEKIAN, M.P.S.; PIRES, E. Tratamento ultra-sônico do lodo excedente de sistema combinado de tratamento de água residuária. CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL., Out., 2004, Florianópolis.

77. PAIXAO, L.C.C.; TENORIO, J.; ESPINOSA, D. Reciclagem do lodo da estação de tratamento de água do sistema rio Manso/COPASA do município de Brumadinho – MG com cerâmica vermelha. CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, Out., 2004, Florianópolis.
78. PENNAK, R. W. *Freshwater invertebrates of United States*. New York, N.Y.: Ronald, 1953.
79. PIRES, M.A.F. et al. Qualidade da água para consumo humano: uma oportunidade de avaliação da concepção e aplicabilidade da nova legislação – Portaria 1469/MS/00. *Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento*, v. 3, p. 127-138, 2001.
80. PIRES, M.A.F. Programas de avaliação de risco. *Relatório de Viagem*. IPEN/CNEN-SP, Dez., 1999.
81. PIRES, M.A.F.; Cotrim, M.E B. Modelagem diagnóstica e prognóstica da qualidade da água em áreas de captação. *Relatório técnico-científico*. PADCT/FINEP, Mar., 2000.
82. PROSAB - PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. *Noções gerais de tratamento e disposição final de estações de tratamento de água*. Marco Antônio Penaldi Reali, Rio de Janeiro: ABES - Projeto PROSAB, 1999.
83. RAURET, G. Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta*, v. 46, p. 449-455, 1998.
84. REALI, M. P. Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. PROSAB, 1999.
85. REDICDIT, T.M. Control of colloidal stability through zeta potential, ZETA – Meter Inc. Livingston.
86. REIS, E. L. T.; COTRIM, M. E.; FILHO, O. B.; BADIRU, A. I., PIRES, M. A. F. A monitoring study for the impact evaluation of water treatment sludge discharge on Ribeira de Iguape River, São Paulo, Brazil. 4th IWA World Water Congress and Exhibition, Sep., 2004, Marrakech, Marrocos.

87. REIS, E. L. T.; COTRIM, M.E.; FILHO, O.B.; Pinto, O. E.; SOUZA, A.L.F.; AMALFI, P.Z.; PIRES, M.A.F. Caracterização química de resíduos gerados em sistemas de tratamento de água. XV Encontro Técnico SABESP, Ago., 2004, São Paulo, Brasil.
88. REIS, E. L. T.; COTRIM, M.E.; FILHO, O.B.; SOUZA, A.L.F.; AMALFI, P.Z.; RODRIGUES, C.; PIRES, M.A.F. Sludge characterization from a water treatment plant on Ribeira de Iguape river by inductively coupled plasma optical emission spectrometry. Proceedings: 8TH RIO SYMPOSIUM ON ATOMIC SPECTROMETRY, Aug., 2004, Parati, RJ.
89. REIS, E.L.T.; COTRIM, M.E.; FILHO, O.B.; SOUZA, A.L.F.; AMALFI, P.Z.; PIRES, M.A.F. Impacto ambiental dos resíduos gerados em sistemas de tratamento de água no Rio Ribeira de Iguape, São Paulo, Brasil. In: ICTR 2004 - CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL & CICLO DE CONFERÊNCIAS SOBRE POLÍTICA E GESTÃO AMBIENTAL, Out., 2004, Florianópolis.
90. REIS, E. L. T.; COTRIM, M. E.; FILHO, O. B.; BADIRU, A. I., PIRES, M. A. F. A monitoring study for the impact evaluation of water treatment sludge discharge on Ribeira de Iguape River, São Paulo, Brazil. *Water Supply, IWA Publishing*, v. 4, n. 5-6, p. 139-146, 2005
91. RICHTER, C.A. *Tratamento de lodos de estações de tratamento de água*. São Paulo, S.P.: Edgard Blücher Ltda., 2001.
92. ROCHA, S.M. *Macro invertebrados bentônicos como indicadores de poluição na represa do Guarapiranga-SP*. 1999. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública/USP, São Paulo.
93. SABESP - COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Tratamento e disposição final do lodo de estação de tratamento de água. Diretoria de Sistemas Regionais – R. Superintendência de Gestão e Desenvolvimento Operacional de Sistemas Regionais – RO Departamento de Controle Sanitário e Ambiental – ROA. *Relatório interno*. Abr., 2003.

94. SABESP - COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Padrões para controle dos materiais utilizados no tratamento de água. Departamento de Controle de Qualidade – Superintendência de Apoio Técnico da Operação. *Relatório Interno*. Revisão Jun., 1993.
95. SALOMONS, W.; STIGLINI, W.M. *Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments – risk assessment of delayed and non-linear responses*. Berlin: Springer – Verlag, 1995.
96. SANTOS, E.J. *Determinação de nutrientes e contaminantes inorgânicos em café solúvel por espectrometria de emissão atômica com plasma de argônio induzido (ICP-AES)*. 1999. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Química/USP, São Paulo.
97. SÃO PAULO. CONSTITUIÇÃO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Assembléia Legislativa do Estado de São Paulo, 1989.
Lei estadual 7.663/91 - Política Estadual de Recursos Hídricos.
Lei estadual 7.750/92 – Política Estadual de Saneamento.
Lei Estadual 9.866/97 – Política Estadual de Proteção aos Mananciais
98. SCALIZE, P.S. *Disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto*. 2003. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.
99. SCAPIN, M.A. *Aplicação da difração e fluorescência de raios X (WDXRF): ensaios em argilominerais*. 2003. Dissertação (Mestrado). IPEN/USP, São Paulo.
100. SCHIMITT, C.R.; HALL, J.E. Analytical characterization of water-treatment plant sludge. *J. AWWA*, v. 67, p. 40-42, 1975.
101. SCHRAMEL, P. ICP and DCP emission spectrometry for trace element analysis in biomedical and environmental samples: a review. *Spectrochimica Acta*, v. 43B, 1988.

102. SIQUEIRA, S.R. Estudo de caso: obtenção da licença ambiental preliminar para a implantação de um aterro exclusivo das tortas de lodo geradas na estação de tratamento de água Taiaçupeba. In: XV ENCONTRO TÉCNICO AESABESP, Ago., 2004, São Paulo.
103. SOTOMAYOR, O.A. A model reference for evaluating control strategies in activated sludge wastewater treatment plants. In: INTERNATIONAL RESEARCH CONFERENCE ON WATER REUSE AND WATER TREATMENT PLANTS OPERATIONS. 1999, Toulouse, France.
104. SPECTRO. **User's guide of Spectro ICP-AES**, Manual do Usuário, 240p, 1999.
105. SPERLING, M.V.; NASCIMENTO, L.V. A resolução CONAMA 20/86 e as legislações estaduais de classificação das águas e lançamento de efluentes. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, Rio de Janeiro, RJ.
106. THE SPECTROMETRY NET. Disponível em <<http://icp-oes.com>>. Acesso em: 15 jul. 2005.
107. STATSOFT INCORPORATION. Statistica and statistica industrial system, Tulsa: USA, 1998.
108. THOMPSON, M. *Analytical Performance of Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry*. New York, N.Y.: VHC INC, p. 163-199, 1987.
109. TUMEO, M.A. Effects of lime-sludge discharge on an Arctic river. *Water Resources Bulletin, American Water Resources Association*, p. 1083-1094, 1992.
110. USEPA - U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Processing design manual for sludge treatment and disposal. Cincinnati, 1047 p., 1979.
111. USEPA - U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Test methods for evaluating solid waste. Physical/Chemical Methods, 3rd Edition, Final Update III, 1996.
112. USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Handbook – Remediation of contaminated sediments. USEPA/625/6-91/028, 1991.

113. VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 1996.

114. WORLD BANK. The new water resources strategy. 2004. Disponível em: <<http://Inweb18.worldbank.org>>. Acesso em: 18 ago.2004.

115. YABE, M.J.S. *Determinação de metais pesados em águas superficiais por ICP-OES objetivando caracterização e recuperação de bacias hidrográficas*. 1995. Tese (Doutorado) – USP, São Paulo.

Vertical line of text, possibly a page number or header, running down the left side of the page.

Small mark or character.

Small mark or character.

Small mark or character.