A influência do recebimento de chorume dos aterros sanitários da Região Metropolitana de São Paulo nas estações de tratamento de esgotos do sistema integrado

Miriam Moreira Bocchiglieri

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Saúde Pública.

Área de Concentração: Saúde Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Wanderley da Silva Paganini

São Paulo
2005

À memória de minha querida amiga ***Beatriz Fontes Cavallieri Masson***
que com sua alegria, seu otimismo e entusiasmo pela vida me
incentivou a continuar os estudos e me fez conhecer a Faculdade de
Saúde Pública.

..."Que seja para o bem
O que nós,
Pelos corações, queremos fundar;
O que nós,
Pelas cabeças,
Com meta segura queremos guiar."

Rudolf Steiner

AGRADECIMENTOS ESPECIAIS

Ao meu pai e minha mãe, Waldomiro e Alice, meus maiores mestres, minhas bases, meu chão.

Ao meu filho Rafael Antonio, o *amor maior*.

As minhas irmãs Eliane e Magali, "cúmplices" de todas as minhas alegrias e tristezas.

Ao Prof. Dr. Wanderley da Silva Paganini, meu orientador, pelo apoio, ajuda e paciência, pela confiança, por tudo que tem me ensinado, por sua amizade.

Aos meus amigos Américo, Gislene, Julião, Maria Eugênia, Moacir e Tânia, que estão sempre por perto e conviveram com minha ansiedade, durante a realização desta dissertação de mestrado.

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi possível graças ao apoio da SABESP e do LIMPURB no fornecimento de dados e "consultoria" técnica sobre os assuntos aqui abordados.

Agradeço inicialmente aos companheiros do GRUPO END, um grupo formado pelos técnicos da SABESP responsáveis pelo planejamento e operacionalização do recebimento de efluentes não domésticos nas estações de tratamento de esgotos do sistema integrado da Região Metropolitana de São Paulo. Deles, além de muito incentivo, recebi apoio no fornecimento de laudos de análises, dados operacionais, nas coletas e análises de chorume.

Agradeço aos companheiros de faculdade, Bióloga Adriana de Souza, Tecnóloga Ana Paula Farias, Engenheiro Carlos Roberto dos Santos, Engenheiro Irineu Dellatorre Junior, Engenheiro Luiz Romeu, Assistente Social Patrícia Brandão Mendes Teixeira, que integram o "grupo de orientação coletiva complementar" conduzido pelo Prof. Dr. Wanderley Paganini, onde tivemos espaço para discutir nossos trabalhos de pós-graduação, na sua forma e conteúdo, e compartilhar as incertezas e conquistas que fazem parte desse "processo" de mestrado e doutorado.

Agradeço aos técnicos da Unidade de Negócio de Tratamento de Esgotos da SABESP, responsável pela operação das estações de tratamento do sistema integrado. Agradeço pelo apoio recebido nas ETEs Barueri e Suzano e especialmente aos operadores do Posto de Recebimento de efluentes transportados por caminhão - Piqueri da SABESP, pela realização das coletas, pela boa vontade e profissionalismo com que me atenderam.

Agradeço aos técnicos do LIMPURB e ao pessoal operacional dos aterros que me recebeu com muita simpatia e profissionalismo.

Agradeço a equipe da biblioteca da SABESP pelo auxílio prestado no levantamento bibliográfico.

Agradeço ao pessoal da Faculdade de Saúde Pública, da secretaria da pós-graduação, do Departamento de Saúde Ambiental, da biblioteca, do setor de áudio-visual, da segurança, enfim, agradeço a todos com quem tive a oportunidade de conviver brevemente nesses anos, e que muito me auxiliaram nesta "jornada acadêmica". Agradeço a Aline, pela valiosa ajuda na digitação dos laudos.

Agradeço ao Eng. Márcio Luiz da Rocha Fernandes e a todo o pessoal da Divisão de Controle Sanitário Centro da Unidade de Negócio Centro da Diretoria Metropolitana da SABESP, pelo apoio na coleta e transporte das amostras e pela realização das análises do chorume transportado por caminhões.

Agradeço ao Eng. Maurício Polezi e aos companheiros do Departamento de Controle Sanitário e Ambiental da Superintendência de Gestão e Desenvolvimento Operacional de Sistemas Regionais da SABESP, pelo apoio recebido.

Agradeço a Deus.

Resumo

Nos últimos anos tem sido verificado um aumento significativo na quantidade de chorume recebida nas estações de tratamento de esgotos proveniente dos aterros da Prefeitura Municipal de São Paulo, bem como um aumento dos aterros operados pela iniciativa privada, que buscam as estações do sistema público de esgotos para dispor os efluentes gerados em suas instalações.

Para mensurar a disponibilidade atual e futura das estações de tratamento para receber essas cargas, são considerados os processos de produção de chorume e suas características específicas relativas à influência da idade do aterro e dos índices pluviométricos na qualidade do chorume, verificando-se a sustentabilidade desse recebimento ao longo do tempo.

A presente avaliação será feita em relação ao volume e carga orgânica, além de avaliar as contribuições de Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo Total, Zinco, Níquel e Fenol provenientes do chorume.

A metodologia utilizada consistiu na determinação da máxima carga que as estações podem receber desses poluentes sem prejuízos aos processos biológicos de tratamento e à disposição final do lodo e do efluente gerado, através da utilização do modelo matemático TOXCHEM+. Em seguida calculou-se a carga que as estações já recebem desses poluentes em seus afluentes, avaliando qual a parcela dessa carga é decorrente do recebimento de chorume.

Os resultados demonstram que em relação ao volume, mesmo com esse expressivo crescimento, essas contribuições não são representativas frente aos volumes de esgotos tratados nas ETEs. Porém os valores correspondentes às cargas orgânicas já são bastante significativos, ultrapassando 9% em Barueri e 4% em Suzano.

Palavras-chave: chorume, tratamento de esgotos, disposição de resíduos sólidos, aterro.

SUMMARY

Bocchiglieri MM, **A influência do recebimento de chorume dos aterros sanitários da Região Metropolitana de São Paulo nas estações de tratamento de esgotos do sistema integrado** [influence of leachate inputs from the sanitary landfills of São Paulo Metropolitan Region into the wastewater treatment plants of the integrated system]. São Paulo (BR); 2005. [Master Thesis– Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo Brasil].

Lately, it is noticed a significant increase in the quantity of leachate received by the wastewater treatment plants – WTPs originating from the municipal landfills of the City of São Paulo, as well as an increase in the number of landfills operated by the private sector that resort to the public wastewater treatment plants to dispose of effluents generated by their facilities.

In order to measure the present and future availability of the wastewater treatment plants of the SPMR integrated system to receive this leachate, it has been considered how much its quality has to do with its production process and its specific characteristics related to the landfill age and to the rainfall rate, so that it is verified the sustainability of the receiving leachate along the time.

This assessment will be carried out in terms of the leachate volume and its organic load, including an evaluation of Cadmium, Lead, Copper, Total Chromium, Zinc, Nickel, and Phenol contributions from the leachate.

The methodology consisted of the determination of the maximum pollutant load that the plants can receive without affecting the biological treatment processes and the final disposal of the resulting sludge and effluent, using the TOXCHEM+ mathematical model. Following that, the affluent load of these pollutants already received by the plants was calculated and the portion of this load corresponding to the leachate input was determined.

The methodology applied consisted of the determination of the maximum pollutant load that the plants can receive without affecting the biological treatment processes and the final disposal of the resulting sludge and effluent, using the TOXCHEM+ mathematical model. Following that, the affluent load of these pollutants already received by the plants was calculated and the portion of this load corresponding to the leachate input was determined.

Regardless of their substantial growth, the results show that these contributions are not representative in terms of volume, when compared with the wastewater volumes treated by the WTPs. However, the figures corresponding to the organic loads are very significant, exceeding 9% in Barueri WTP and 4% in Suzano WTP.

KEY-WORDS: leachate, solid waste disposal; wastewater treatment, landfill.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO 1

2. OBJETIVOS 3

2.1. OBJETIVO GERAL 3

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 3

3. REVISÃO DA LITERATURA 4

3.1. RESÍDUOS SÓLIDOS 4

3.2. OS IMPACTOS OCASIONADOS PELOS RESÍDUOS SÓLIDOS 5

3.2.1. POLUIÇÃO DO SOLO 7

3.2.2. POLUIÇÃO DO AR 7

3.2.3. POLUIÇÃO DA ÁGUA 7

3.2.4. POLUIÇÃO VISUAL 9

3.3. CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS 9

3.3.1. RESÍDUOS CLASSE I OU PERIGOSOS 9

3.3.2. RESÍDUOS CLASSE II A OU NÃO - INERTES 9

3.3.3. RESÍDUOS CLASSE II B OU INERTES 10

3.4. MÉTODOS DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS 10

3.4.1. DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM LIXÕES 10

3.4.2. ATERROS CONTROLADOS 11

3.4.3. ATERROS SANITÁRIOS 11

3.4.4. A DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO ESTADO DE SÃO PAULO 12

3.5. CONCEITUAÇÃO, FORMAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO CHORUME 13

3.5.1. CONCEITO 13

3.5.2. PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA NOS ATERROS 14

3.5.2.1. PROCESSO DE DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA EM DOIS ESTÁGIOS 15

3.5.2.2. PROCESSO DE DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA EM TRÊS ESTÁGIOS 16

3.5.2.3. PROCESSO DE DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA EM QUATRO ESTÁGIOS 17

3.5.2.4. PROCESSO DE DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA EM CINCO ESTÁGIOS 19

3.5.3. FATORES QUE INFLUENCIAM NA COMPOSIÇÃO DO CHORUME 23

3.5.3.1. FATORES CLIMATOLÓGICOS E CORRELATOS 24

3.5.3.2. FATORES RELATIVOS AO RESÍDUO SÓLIDO 28

3.5.3.3. FATORES RELATIVOS AO TIPO DE DISPOSIÇÃO 31
3.5.4. PROPRIEDADES E CARACTERÍSTICAS DO CHORUME 35
3.5.4.1. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS 35
3.5.4.2. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS 38
3.5.5. VARIABILIDADE DA COMPOSIÇÃO DO CHORUME 42
3.5.5.1. CHORUME "NOVO" 43
3.5.5.2. CHORUME "VELHO" 43
3.5.6. ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE CHORUME NOS ATERROS SANITÁRIOS 46
3.5.6.1. MÉTODO SUÍÇO 48
3.5.6.2. BALANÇO HÍDRICO 48
3.5.6.3. MÉTODO RACIONAL 57
3.6. TRATAMENTO DE CHORUME 61
3.6.1. IMPORTÂNCIA, DIFICULDADES E CUIDADOS ESPECÍFICOS 61
3.6.2. TRATAMENTO CONJUNTO COM ESGOTOS SANITÁRIOS MUNICIPAIS 64
3.6.3. RECIRCULAÇÃO DO CHORUME NAS CÉLULAS DO ATERRO 68
3.6.4. SISTEMAS LOCAIS DE TRATAMENTO DE CHORUME 72
3.7. TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS 73
3.7.1. TRATAMENTO PRIMÁRIO 75
3.7.2. TRATAMENTO SECUNDÁRIO 76
3.7.3. TRATAMENTO TERCIÁRIO 76
3.7.4. ÍNDICES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS 76
3.8. COMPOSIÇÃO DOS ESGOTOS 77
3.8.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS 77
3.8.1.1. COR 77
3.8.1.2. TURBIDEZ 77
3.8.1.3. ODOR 78
3.8.1.4. MATÉRIA SÓLIDA 78
3.8.1.5. TEMPERATURA 79
3.8.2. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS 79
3.8.2.1. pH 80
3.8.2.2. ACIDEZ 81
3.8.2.3. ALCALINIDADE 81
3.8.2.4. SULFATOS 82
3.8.2.5. SULFETOS 82
3.8.2.6. CLORETOS 83

3.8.2.7. METAIS PESADOS 83
3.8.2.8. NITROGÊNIO 87
3.8.2.9. FÓSFORO 88
3.8.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS 88
3.9. O SISTEMA INTEGRADO DE ESGOTOS DA RMSP E O RECEBIMENTO DE EFLUENTES NÃO DOMÉSTICOS - END 89
3.10. MENSURAÇÃO DA CAPACIDADE DAS ETEs 93
3.10.1. DETERMINAÇÃO DOS LIMITES LOCAIS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO 95
3.10.2. LIMITES DE TOXICIDADE AO REATOR BIOLÓGICO, QUALIDADE REQUERIDA E EXIGÊNCIAS LEGAIS 98
3.10.2.1. LIMITES DE PROTEÇÃO AOS SISTEMAS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO 98
3.10.2.2. QUALIDADE DO LODO 101
3.10.2.3. QUALIDADE DO EFLUENTE FINAL 102
3.10.2.4. DISPONIBILIZAÇÃO DO EFLUENTE DA ETE PARA REÚSO 104
3.10.3. LIMITES ADOTADOS NESTA PESQUISA 108
3.11. DEFINIÇÃO DE "FOLGA" 109

4. MATERIAIS E MÉTODOS 110
4.1. SISTEMA INTEGRADO DE ESGOTOS DA RMSP 111
4.1.1. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS BARUERI 112
4.1.1.1. UNIDADES DA FASE LÍQUIDA 113
4.1.1.2. UNIDADES DA FASE SÓLIDA 114
4.1.1.3. SISTEMAS DE APOIO 114
4.1.1.4. DESCRIÇÃO DO PROCESSO 114
4.1.2. ETE SUZANO 117
4.1.2.1. UNIDADES DA FASE LÍQUIDA 118
4.1.2.2. UNIDADES DA FASE SÓLIDA 119
4.1.2.3. DESCRIÇÃO DO PROCESSO 119
4.2. ATERROS SANITÁRIOS DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO 122
4.2.1. ATERRO BANDEIRANTES 125
4.2.2. ATERRO SÃO JOÃO 126
4.2.3. ATERRO SANTO AMARO 126
4.2.4. ATERRO VILA ALBERTINA 127
4.3. ATERROS PRIVADOS E OUTROS ATERROS MUNICIPAIS 127
4.4. RECEBIMENTO DE CHORUME NAS ETEs DO SISTEMA INTEGRADO 127

4.4.1. TERMO DE COOPERAÇÃO TÉCNICA SABESP/PMSP 128

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 130

5.1. VARIAÇÃO DO VOLUME DE CHORUME COM A PRECIPITAÇÃO 130

5.1.1. ATERRO VILA ALBERTINA 131

5.1.2. ATERRO BANDEIRANTES 133

5.1.3. ATERRO SÃO JOÃO 134

5.1.4. ATERRO SANTO AMARO 135

5.2. VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DA DBO E DQO COM A PRECIPITAÇÃO 136

5.2.1. ATERRO VILA ALBERTINA 137

5.2.2. ATERRO BANDEIRANTES 138

5.2.3. ATERRO SÃO JOÃO 139

5.2.4. ATERRO SANTO AMARO 140

5.2.5. VARIAÇÃO DA DBO E DQO COM A PRECIPITAÇÃO. VALORES MÉDIOS. 141

5.3. VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS COM A PRECIPITAÇÃO 142

5.3.1. ATERRO VILA ALBERTINA 143

5.3.2. ATERRO BANDEIRANTES 144

5.3.3. ATERRO SÃO JOÃO 145

5.3.4. ATERRO SANTO AMARO 146

VARIAÇÃO DOS METAIS COM A PRECIPITAÇÃO. VALORES MÉDIOS. 148

5.4. CHORUME "VELHO" E CHORUME "NOVO" 149

5.4.1. COMPARAÇÃO ENTRE CÉLULAS DO MESMO ATERRO 149

5.4.2. COMPARAÇÃO ENTRE VÁRIOS ATERROS 151

5.4.3. COMPARAÇÃO ENTRE VÁRIOS ATERROS. VALORES MÉDIOS 157

5.5. VOLUME DE CHORUME RECEBIDO NAS ETES 158

5.5.1. VOLUME DE CHORUME RECEBIDO EM BARUERI 158

5.5.2. VOLUME DE CHORUME RECEBIDO EM SUZANO 159

5.6. CÁLCULO DAS CARGAS AFLUENTES ÀS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO 160

5.7. CARGA MÁXIMA ADMISSÍVEL E DA FOLGA DA ETE 162

5.8. CÁLCULO DA REPRESENTATIVIDADE DO CHORUME NA ETE 165

5.8.1. VOLUME DE CHORUME EM RELAÇÃO AO VOLUME TOTAL TRATADO 165

6. CONCLUSÕES 167

7. REFERÊNCIAS 171

Índice de tabelas

Tabela 1 – Tempo de sobrevivência de microrganismos patogênicos nos resíduos sólidos ..6

Tabela 2 – Descrição do processo de degradação da matéria orgânica. 22

Tabela 3 – Exemplos de íons encontrados no chorume e suas origens prováveis. 38

Tabela 4 - Faixas de concentração dos principais parâmetros de percolados de aterros sanitários. 41

Tabela 5 – Valores típicos para chorume proveniente de aterros novos e aterros "maduros". Valores em mg/L (exceto pH) 43

Tabela 6 – Coeficiente de formação de percolados 48

Tabela 7 – Coeficiente de escoamento superficial 51

Tabela 8 – Umidade do solo (mm água/m de solo) 53

Tabela 9 – Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada $\sum NEG(I - EP)$. Solo Siltoso (Asc = 120 mm). 53

Tabela 10 – Parâmetros envolvidos no cálculo do balanço hídrico 57

Tabela 11 – Coeficiente de escoamento superficial ou "runoff" – método racional 59

Tabela 12 – Coeficiente de escoamento superficial em função das características da superfície 60

Tabela 13 – Taxa de produção de percolado. Valores empíricos 61

Tabela 14 – Estudos sobre o tratamento conjunto de chorume com esgotos municipais. 66

Tabela 15 – Panorama geral do tratamento de esgotos no Brasil no Estado de São Paulo .76

Tabela 16 - Concentrações típicas de metais originários de fontes domésticas 86

Tabela 17 – Categorização PREND 91

Tabela 18 – Limites dos efeitos inibitórios de compostos inorgânicos em lodos ativados e processo de nitrificação 100

Tabela 19 – Limites dos efeitos inibitórios de compostos orgânicos em lodos ativados e processo de nitrificação 101

Tabela 20 – Concentrações limites de metais no lodo 102

Tabela 21 – Limites para lançamento de efluentes 103

Tabela 22 – Aspectos de Saúde Pública – Contaminantes presentes no esgoto e doenças associadas 105

Tabela 23 – Padrões de Qualidade de Água de Reúso para Utilização Menos Restrita.....107

Tabela 24 – Capacidade de produção de água de reúso nas ETEs da RMSP.....108

Tabela 25 – Limites de referência adotados para o cálculo dos limites locais 109

Tabela 27 – Aterros municipais de São Paulo – Situação em 2005.....124

Tabela 28 – Volumes de chorume e precipitação mensal para o Aterro Vila Albertina em 2003 e 2004. 131

Tabela 29 – Volumes de chorume e precipitação mensal para o Aterro Bandeirantes em 2003. 133

Tabela 30 – Volumes de chorume e precipitação mensal para o Aterro São João em 2003 e 2004 134

Tabela 31 – Volumes de chorume e precipitação mensal para o Aterro Santo Amaro em 2003 e 2004. 135

Tabela 32 – Valores das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Vila Albertina e precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.....137

Tabela 33 – Valores das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Bandeirantes e precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.....138

Tabela 34 – Valores das concentrações de DBO em DQO para o Aterro São João e precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.....139

Tabela 35 – Valores das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Santo Amaro e precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.....140

Tabela 36 – Valores médios de precipitação (em mm), DBO e DQO (em mg/L) para os aterros municipais no período de 2003 a 2004. 141

Tabela 37 – Concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Vila Albertina e precipitação pluviométrica para os anos de 2002, 2003 e 2004.....143

Tabela 38 – Concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Bandeirantes e precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004.....144

Tabela 39 – Valores das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro São João e precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004. 145

Tabela 40 – Valores das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Santo Amaro e precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004. 146

Tabela 41 – Valores médios de precipitação (em mm), Zinco e Níquel (em mg/L) para os aterros municipais no período de 2003 a 2004. 148

Tabela 42 – Concentrações médias de DBO e DQO em mg/L para o Aterro Bandeirantes em relação as células ativas e as células já desativadas 150

Tabela 43 – Concentração média para os aterros municipais em mg/L (células ativas e aterros desativados) 152

Tabela 44 – Valores médios encontrados para os aterros municipais em mg/L, para o período entre 1998 e 2004 157

Tabela 45 - Volumes de chorume encaminhados para Barueri (m^3/ano) 158

Tabela 46 - Volumes de chorume encaminhados para Suzano 160

Tabela 47 - Cargas por poluente para os aterros operados pela PMSP (kg/d) 161

Tabela 48: Limites de referência adotados para o cálculo da carga máxima admissível 162

Tabela 49 – Cálculo da concentração máxima admissível no afluente – ETE Barueri (valores em mg/L) 162

Tabela 50 – Cálculo da folga (valores em kg/dia) 164

Tabela 51 – Concentração de metais no lodo desidratado da ETE Barueri (mg/kg) 164

Tabela 52: Chorume e esgoto afluente a ETE Barueri e Suzano 165

Tabela 53 - Representatividade do chorume em termos de carga (kg/d) 166

Índice de figuras

Figura 1 – Lixão 10

Fonte: CEMPRE. Foto de André Vilhena[21] 10

Figura 2 – Depósito de lixo em aterros 11

Figura 3 – Imagem de satélite de um Aterro sanitário 12

Figura 4 – Avaliação da CETESB da situação dos aterros paulistas 13

Figura 5 — Produção típica de gás 17

Figura 6 – Desenvolvimento do gás e composição do chorume numa célula do aterro 21

Figura 7 – Produção de chorume em laboratório. 25

Figura 8 – Variação temporal da concentração de DBO 45

Figura 9 – Esquema dos componentes do balanço de águas no aterro. 50

Figura 10 – Opções de tratamento de chorume 62

Figura 11 – Componentes orgânicos no chorume em aterros com (b) recirculação e (a) sem recirculação 70

Figura 12 – Representação esquemática da ETE Barueri-TOXCHEM+ 97

Figura 13– Representação esquemática do tanque de aeração pelo TOXCHEM+ 98

Figura 14 - Sistema integrado de esgotos da RMSP, destacando-se as ETEs Barueri e Suzano que recebem chorume para tratamento. 111

Figura 15 – Imagem de satélite – Ete Barueri 113

Figura 16 – ETE Suzano 118

Figura 17 – Do aterro até a disposição final 128

Figura 18 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2002 132

Figura 19 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2003 132

Figura 20 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2003 133

Figura 21 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2003 134

Figura 22 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2004 135

Figura 23 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2003 136

Figura 24 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2004 136

Figura 25 – Variação das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Vila Albertina em relação à precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003..... 137

Figura 26 – Variação das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Bandeirantes em relação à precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003..... 138

Figura 27 – Variação das concentrações de DBO em DQO para o Aterro São João em relação à precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003..... 139

Figura 28 – Variação das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Santo Amaro em relação à precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003..... 140

Figura 29 – Variação da DBO e DQO com a precipitação. Valores médios 142

Figura 30 – Variação das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Vila Albertina em relação à precipitação pluviométrica para os anos de 2002, 2003 e 2004. 144

Figura 32 – Variação das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro São João em relação à precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004. 146

Figura 33 – Variação das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Santo Amaro em relação à precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004. 148

Figura 34 – Variação das concentrações de Zinco e Níquel com a precipitação. Valores médios 149

Figura 35 – Concentração média de DBO para o aterro Bandeirantes relativas às células ativas e às células desativadas do aterro. 150

Figura 36 – Concentração média de DQO para o aterro Bandeirantes relativos às células ativas e às células desativadas do aterro. 151

Figura 37 – Variação da concentração de DBO para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004. 153

Figura 40 – Variação da concentração de Chumbo para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004. 154

Figura 41 – Variação da concentração de Níquel para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004. 155

Figura 42 – Variação da concentração de Cobre para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004. 155

Figura 43 – Variação da concentração de Zinco para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004. 156

Figura 45 – Valores médios entre 1998 e 2004. DBO, DQO e metais 157

Figura 46 – Evolução da quantidade de chorume recebida em Barueri 158

Figura 47 – Evolução da quantidade de chorume recebida em Barueri proveniente dos aterros operados pela iniciativa privada e de outros municípios 159

Figura 48 – Evolução da quantidade de chorume recebida em Suzano, proveniente do aterro São João 160

Figura 49 – Representatividade do chorume em relação ao esgoto afluente das ETEs Barueri e Suzano 166

1. INTRODUÇÃO

A preocupação com o meio ambiente, a busca por soluções e processos com qualidade e sustentabilidade ambiental têm sido cada vez maiores e seus reflexos já são percebidos pela sociedade como um todo. O surgimento de novas empresas de serviços oferecendo alternativas para a destinação e o gerenciamento de resíduos, a oferta cada vez maior e mais diversificada de tecnologias busquem preservar o meio ambiente ou minimizar os impactos causados, demonstra um aquecimento do mercado afeto a estas atividades.

Voltando nossa atenção especificamente para os aterros sanitários da RMSP e tendo como referência as estações de tratamento do sistema integrado que estão sob a responsabilidade da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, verifica-se um aumento significativo na quantidade de chorume recebida nas estações de tratamento de esgotos – ETEs, proveniente dos aterros da Prefeitura Municipal de São Paulo, bem como um aumento dos aterros operados pela iniciativa privada, que buscam as estações de tratamento do sistema público de esgotos para tratar e dispor os efluentes gerados em suas instalações.

Analisando-se este quadro, para mensurar esta demanda, é necessário avaliar qual a atual condição da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP em relação aos aterros sanitários e a destinação final do chorume produzido, verificando-se a disponibilidade das estações de tratamento do sistema integrado de esgotos da RMSP para o recebimento destas cargas, considerando-se a produção e a composição do chorume gerado nos aterros, avaliando-se qual é a influência quali-quantitativa do recebimento de chorume nessas ETEs.

Os dados operacionais da SABESP indicam que no período compreendido entre os anos de 1998 e 2003, o volume de chorume recebido para tratamento nas estações de esgotos do sistema integrado da Região Metropolitana de São Paulo sofreu um aumento de aproximadamente 93%.

Numa primeira análise, verifica-se neste período, que esta contribuição representa, em termos de vazão, apenas 0,76% dos esgotos tratados em Barueri, porém a carga orgânica correspondente representa 9,46% do total recebido para tratamento. Já na Estação de tratamento Suzano, o recebimento de chorume representa 0,39% em relação ao volume total afluente a ETE e a carga de DQO correspondente equivale a 4,11% do total que é tratado.

O chorume apresenta alto potencial contaminante e exige tratamento adequado para evitar a poluição do solo e das águas em decorrência do seu recebimento.

Acreditando na relevância dessas questões é que se optou pela realização deste trabalho, voltado para o estudo do chorume e sua influência nas estações de tratamento de esgotos, tendo em vista sua importância para os planejamentos estratégicos futuros, uma vez que a população cresce continuamente, gerando mais resíduos e, conseqüentemente, aumentando a produção de chorume, devido a elevada quantidade de resíduos sólidos dispostos nos aterros.

A iminência de que sejam atingidos os limites máximos admissíveis das estações de tratamento evidencia uma condição crítica para o recebimento do chorume dos aterros sanitários, o que se configura como um alerta para as autoridades ambientais, haja vista as implicações que a disposição de chorume sem tratamento no solo ou em corpos d'água pode acarretar, alterando suas características, configurando-se como uma ameaça ao meio ambiente e à saúde pública.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O objetivo desta pesquisa é o de avaliar a influência do chorume produzido nos aterros sanitários, em termos de carga e volume, nas estações de tratamento de esgotos do sistema integrado da RMSP, verificando o comportamento dessas contribuições nos períodos de chuva e seca.

2.2. Objetivos Específicos

- Comparar a produção e a composição do chorume em função das condições operacionais dos aterros, ou seja, os aterros ativos em termos de recebimento de resíduos sólidos, e os aterros que já encerraram suas atividades de recebimento, porém, continuam produzindo chorume.

- Verificar as variações observadas no chorume produzido nos períodos de chuva e seca

- Realizar um levantamento histórico dos dados do chorume encaminhado para as estações de tratamento de esgotos, estabelecendo para diversos poluentes as cargas encaminhadas para as estações, calculando o percentual que elas representam em relação à carga total recebida nas ETEs, fazendo essa mesma avaliação em relação aos volumes tratados.

- Através dos dados obtidos realizar uma análise para verificar se as ETEs do sistema integrado têm capacidade para continuar a atender a demanda crescente na RMSP de destinação adequada do chorume produzido nos aterros.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. Resíduos sólidos

De acordo com a Norma Brasileira - NBR 8419 da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT[3], define-se "resíduos sólidos" como os resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle da poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia.

Existe uma tendência para o entendimento dos resíduos sólidos numa esfera mais abrangente, não apenas como um problema ambiental, mas com implicações diretas com a saúde pública, o saneamento, a economia e as questões sociais. Em relação às questões de saúde pública, é importante ressaltar, conforme afirma Rouquayrol, citado por SISSINO e OLIVEIRA[64], que "o lixo pode conter agentes biológicos, patogênicos, ou resíduos químicos tóxicos, que poderão alcançar o homem direta ou indiretamente, afetando-lhe a saúde".

Branco[11] afirmava em 1990 que a "era da descartabilidade" havia sido inaugurada, onde a produção industrial passou a implicar no crescente consumo de matéria-prima e energia, com prejuízos incontáveis ao meio ambiente, que é explorado com muito maior intensidade, "transformando-se os recursos naturais em montanhas de lixo descartável".

Decorridos menos de quinze anos da afirmação anterior, a "era da descartabilidade" persiste, mas seus efeitos maléficos ao meio ambiente já se fizeram presentes com intensidade tão grande, que foi necessário inaugurar-se a "era da sustentabilidade", onde os esforços se voltam à adoção de modelos economicamente viáveis, socialmente justos e

ambientalmente equilibrados, que visem a redução de desperdícios e a adoção de uma nova postura frente à utilização sustentável dos recursos naturais.

A Região Metropolitana de São Paulo, em três ou quatro anos terá seus dois principais aterros sanitários saturados (O Estado de São Paulo[49], 2005), e as discussões sobre a destinação dos resíduos sólidos deverão se intensificar neste período, pois nas grandes cidades a dificuldade para se encontrar áreas para a criação de aterros é maior a cada dia, e a opção pelos incineradores é muitas vezes a única alternativa passível de implantação, apesar dos riscos de poluição do ar que representam.

3.2. Os impactos ocasionados pelos resíduos sólidos

Devido à grande diversidade de substâncias depositadas conjuntamente, são inúmeros os organismos patogênicos presentes nos depósitos de resíduos, oriundos das mais diversas fontes, destacando-se a matéria fecal humana e outras secreções, decorrentes da incorporação ao lixo de fraldas descartáveis, absorventes higiênicos, lenços de papel, papel higiênico, curativos, além de outros materiais, como o lodo das estações de tratamento de esgotos.[35,74]

Além dos organismos patogênicos, outros elementos tóxicos que podem ser prejudiciais à saúde humana, também estão presentes nos locais de depósito de resíduos sólidos, como os metais, oriundos de pilhas e baterias, plásticos, inseticidas e os solventes domésticos provenientes da utilização e descarte de embalagens de produtos de limpeza, dentre outros.

A Tabela 1 apresenta os microrganismos mais freqüentes no lixo, com o seu respectivo tempo de sobrevivência. Estes microrganismos, quando em contato com o homem, transmitem doenças graves e letais, como o tifo, a cólera, a poliomielite, a leptospirose.

Do ponto de vista ambiental, a disposição inadequada dos resíduos sólidos pode causar a poluição do solo, das águas, do ar, além da poluição visual.

Tabela 1 – Tempo de sobrevivência de microrganismos patogênicos nos resíduos sólidos

Microrganismos	Doenças	Tempo de sobrevivência (dias)
Bactérias		
Salmonella typhi	Febre Tifóide	29-70
Samonella paratyphi	Febre Paratifóide	29-70
Salmonella sp.	Salmoneloses	29-70
Shigella sp.	Desinteria Bacilar	02-07
Coliformes fecais	Gastroenterites	35
Leptospira	Leptospirose	15-43
Mycrobacterium tyberculosis	Tuberculose	150-180
Vibrio cholerae	Cólera	1-13
Vírus		
Enterovírus	Poliomielite (Polivírus)	20-70
Helmintos		
Ascaris lumbricoides	Ascaridíase	2000-2500
Trichuris trichiura	Tricuríase	1800
Larvas de ancilostomídeos	Ancilostomose	35
Outras larvas de vermes	-	25-40
Protozoários		
Entamoeba histolytica	Amebíase	08-12

Fonte: Lima[41]

3.2.1. Poluição do solo

Em função da sua composição, com grandes quantidades de matéria orgânica e água, o lixo quando depositado inadequadamente no solo torna-se propício ao desenvolvimento de uma série de organismos vivos, vetores de doenças, pois oferece água, alimento e abrigo, constituindo-se num problema sanitário, pois favorece a proliferação de moscas, baratos, ratos, urubus e outros, além dos micro-vetores que são as bactérias, fungos, vírus, helmintos (ovos) e protozoários (cistos), que contaminam o solo e são nocivos ao homem.[29,41]

O cultivo de vegetais em solos que foram anteriormente utilizados como depósito de resíduos sólidos, também representa um risco à saúde, uma vez que as substâncias químicas presentes no solo contaminado poderão ser acumuladas pelos vegetais.

Uma outra forma de transmissão de doenças é pela exposição direta pela pele em contato com o solo ou por ingestão acidental de solo contaminado, comum no caso de crianças.[29]

3.2.2. Poluição do ar

A queima dos resíduos sólidos dispostos a céu aberto pode resultar na poluição do ar, assim como a própria decomposição dos resíduos, que produz vários gases, como metano, dióxido de carbono, nitrogênio e outros, provocando sérios danos ao meio ambiente e à saúde pública, especialmente o ataque às vias respiratórias e alergias, irritações e inflamações da mucosa ocular, além do problema relacionado ao odor desagradável.[29,74,48]

3.2.3. Poluição da água

Provavelmente a contaminação das águas superficiais e subterrâneas oriunda dos depósitos de resíduos é um dos mais significativos problemas ambientais e de saúde pública.

O lixo lançado inadequadamente em coleções hídricas acarreta poluição física, química, bioquímica e biológica, provocando efeitos adversos na sua fauna e flora, comprometendo sua utilização para fins mais nobres.

A poluição física pode ocorrer das mais variadas formas, com alteração da temperatura, cor, turbidez, depósitos de lodo e sedimentos, afetando os processos que determinam a qualidade e a vida aquática; a poluição química é normalmente decorrente de resíduos industriais, detergentes não degradáveis, substâncias tóxicas, fungicidas, herbicidas, inseticidas, pesticidas e outros, e pode provocar problemas ambientais e de saúde pública de extrema gravidade, pois pode conter componentes orgânicos e inorgânicos pertencentes ao grupo dos "poluentes prioritários", classificados desta forma, em função de sua conhecida ou suspeita carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade.[13]

Os indicadores utilizados para medir a poluição biológica das águas pertencem ao grupo dos coliformes. Outro aspecto importante da poluição das águas originada pelos resíduos sólidos está relacionado principalmente ao nitrogênio e ao fósforo, elementos presentes em grandes concentrações nos resíduos sólidos, que podem levar a eutrofização dos corpos d'água, impedindo seu uso para fins de abastecimento público, pois podem causar danos à saúde, dentre outros, o fenômeno da Methaemoglobina em recém nascidos, que é uma doença letal para crianças, pois o nitrato é reduzido a nitrito na corrente sanguínea e passa a competir com o oxigênio livre, tornando o sangue azul.[29]

A poluição bioquímica causada pelos resíduos sólidos é devida principalmente ao chorume produzido, que ao atingir os mananciais irá consumir todo ou quase todo o oxigênio presente para realizar decomposição da matéria orgânica nele contida. Com a redução do oxigênio, a sobrevivência dos organismos aquáticos aeróbios é afetada diretamente, e a partir do início dos processos anaeróbios de decomposição, haverá produção de gases como a amônia, de alta toxicidade para quase todos os animais superiores.[29,48]

A utilização dessas águas para consumo, ou mesmo para irrigação, ficará comprometida por muito tempo, bem como o consumo de animais e vegetais aquáticos oriundos de corpos d'água contaminados.[74]

3.2.4. Poluição visual

A disposição de resíduos sólidos em lixões ou à margem de rodovias, em terrenos baldios ou outros lugares impróprios, interfere no bem estar da população, pois causa um impacto visual negativo, nojo e outras sensações de desconforto e desta forma, afeta a saúde do homem, definida pela Organização Mundial da Saúde - OMS como sendo "um estado completo de bem estar físico, social e mental, e não apenas a ausência de doenças".[29]

3.3. Classificação dos resíduos sólidos

A Norma Brasileira NBR 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT[2] classifica os resíduos sólidos quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente da seguinte forma:

3.3.1. Resíduos Classe I ou perigosos

São aqueles que apresentam riscos à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices; apresentam riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada ou ainda apresentam periculosidade em função das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.

3.3.2. Resíduos Classe II A ou não - inertes

São aqueles que, por suas características intrínsecas, não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente. Os resíduos Classe II A podem ter propriedades, tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água, não se enquadrando nas classificações de Resíduos Classe I - Perigosos - ou de Resíduos Classe II B – Inertes.

3.3.3. Resíduos Classe II B ou inertes

São aqueles que, por suas características intrínsecas, não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente, e que, quando amostrados de uma forma representativa,segundo a norma ABNT NBR 10.007, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme a norma ABNT NBR 10.006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

3.4. Métodos de disposição final de resíduos sólidos

3.4.1. Disposição de resíduos sólidos em lixões

A simples disposição dos resíduos sólidos sobre o solo (Figura 1), sem que se adotem medidas de proteção ao meio ambiente e à saúde pública, é ainda praticada em grandes proporções em muitas cidades. O tratamento e/ou a disposição final dos resíduos sólidos é o aspecto mais descuidado de um sistema de limpeza pública e a disposição inadequada acarreta sérios problemas sanitários, ambientais, sociais e econômicos, com o comprometimento da paisagem, a exalação de odores, a transmissão de doenças por roedores, insetos e outros vetores, a catação inadequada e, de modo geral, a poluição do solo, da água e do ar.[7,37,50]

Figura 1 – Lixão

Fonte: CEMPRE. Foto de André Vilhena[21]

3.4.2. Aterros controlados

Outro método bastante empregado nos municípios brasileiros para a disposição final de resíduos é o aterro controlado. Neste processo, os resíduos recebem uma cobertura diária com argila ou outro material inerte, sem compactação, representando uma pequena melhora nas condições sanitárias, pois minimiza a área de disposição e o acesso dos vetores de doenças à massa de resíduos. A Figura 2 apresenta a imagem de um depósito de lixo em aterros que opera deste modo; na lateral esquerda da foto pode-se observar a cobertura de solo, mas mesmo com esses cuidados, esse tipo de aterro ainda se constitui numa fonte de poluição, pois não possui mecanismos para a coleta do chorume e dos gases, além de outros procedimentos técnicos para evitar a poluição.[37]

Figura 2 – Depósito de lixo em aterros

3.4.3. Aterros sanitários

De acordo com a NBR 8419 da ABNT[3] os aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos (Figura 3), constituem uma "técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário".

Figura 3 – Imagem de satélite de um Aterro sanitário

Fonte: Google maps[33]

3.4.4. A disposição final de resíduos sólidos no Estado de São Paulo

A Figura 4[49] apresenta os dados da CETESB referentes à evolução da situação dos aterros no Estado de São Paulo, onde se verifica que no ano de 1977, do total dos municípios do Estado, 77,8% utilizava métodos inadequados, como lixões, sumidouros ou depósitos a céu aberto, para destinação final dos resíduos sólidos gerados e apenas 4,2% do total de municípios realizava a disposição final dos resíduos através de métodos adequados. Em 2004, os dados demonstram que 29,7% ainda praticam a disposição inadequada dos resíduos, porém, 39% do total realiza a destinação final por processos adequados, ou seja, em 7 anos houve um acréscimo de aproximadamente 35% na quantidade de municípios que passaram a realizar a destinação final adequada dos resíduos.

Figura 4 – Avaliação da CETESB da situação dos aterros paulistas

Fonte: Jornal O Estado de São Paulo.[49]

3.5. Conceituação, formação e características do chorume

3.5.1. Conceito

Chorume ou sumeiro é um "líquido mal cheiroso de coloração escura, produzido a partir da decomposição da matéria orgânica contida no lixo através:[1]

- da ação das enzimas produzidas por bactérias e outros microrganismos que quebram a matéria orgânica em moléculas simples facilmente assimiladas pelas células dos microrganismos
- de produtos variados do metabolismo celular
- de transformações químicas

O chorume apresenta alto potencial contaminante, podendo poluir o solo e os lençóis de água subterrâneos, principalmente em locais de deposição não controlada de lixo, onde grande quantidade desse líquido se infiltra facilmente no solo.[31,47,73]

São vários os fatores que influenciam no processo de formação do chorume, destacando-se o teor de umidade presente nos resíduos dispostos nos aterros. Sua carga poluidora apresenta uma ampla faixa de valores, pois

varia em função da composição do resíduo disposto, da quantidade de chuvas, das variações climáticas e das condições operacionais do aterro, bem como do estágio de degradação do lixo[80].

A fração líquida do aterro sanitário é resultante de várias parcelas: da própria umidade dos resíduos depositados, do chorume, da água da chuva que penetra nas células do aterro e da água das nascentes (fluxo do lençol freático que atinge a massa de resíduos). A esse conjunto dá-se o nome de percolado, líquidos percolados ou lixiviado. Todas as avaliações realizadas neste trabalho se referem a esses líquidos percolados, pois é esse o material recebido pelas estações de tratamento, porém, de maneira simplificada, a palavra "chorume" será também empregada para designá-los; uma prática bastante usual nos meios técnicos e operacionais.

Os mecanismos que regulam a transferência de massa do resíduo para o chorume podem ser divididos em três categorias.[1]

- Hidrólise do resíduo sólido e degradação biológica;
- Solubilização dos sais solúveis contidos no resíduo;
- Arraste de material particulado.

As duas primeiras categorias dos mecanismos têm grande influência na qualidade do chorume produzido e estão incluídas nos mais gerais conceitos de estabilização de resíduos em aterros.

3.5.2. Processo de decomposição da matéria orgânica nos aterros

Como resultado da combinação de processos físicos, químicos e biológicos, o aterro tem o comportamento de um reator bioquímico, similar ao digestor anaeróbio de uma estação de tratamento de esgotos, com limitações importantes decorrentes das variáveis envolvidas no processo, como umidade, características do resíduo disposto e do próprio aterro, que são determinantes no processo de decomposição dos resíduos.[44]

Schalch[73] (1984) define a decomposição anaeróbia como um processo de estabilização natural da matéria orgânica por fermentação, na

ausência de oxigênio, onde a matéria orgânica é convertida em gás metano e gás carbônico, sendo um dos mais potentes processos de destruição celular do mundo biológico. A conversão da matéria orgânica em metano é realizada pelas bactérias anaeróbias metanogênicas.

Após a disposição dos resíduos no aterro, tem início o processo de biodegradação, que vai promover a decomposição da matéria orgânica, com produção de chorume e gás, principalmente metano, cuja composição dependerá, fundamentalmente, do estágio no qual o processo de degradação se encontra.[37, 51]

A degradação anaeróbia dos resíduos orgânicos no aterro compreende uma seqüência complexa de processos empreendidos pela população microbiana presente, onde cada espécie requer um meio e um substrato específico e cada processo resulta em produtos finais característicos.[44]

A decomposição dos resíduos nos aterros sanitários tem sido objeto de estudo de vários pesquisadores e sua compreensão também é um processo, havendo registros onde se descreve a decomposição como um processo em que atuavam dois grupos bacterianos, as bactérias acidogênicas e as metanogênicas; vários autores afirmam que o processo ocorre em três estágios, "sendo aceito nos dias atuais um modelo que descreve a decomposição biológica em quatro estágios"[15], sendo que uma quinta fase também já foi descrita, denominada "maturação final".

3.5.2.1. Processo de degradação biológica em dois estágios

No processo descrito em duas etapas, inicialmente, as bactérias produtoras de ácido promovem a transformação dos compostos orgânicos complexos em outros mais simples, os ácidos orgânicos (acético, propiônico, butírico), que por sua vez, são utilizados pelas bactérias metanogênicas e transformados em produtos gasosos, principalmente metano e gás carbônico.[73]

3.5.2.2. Processo de degradação biológica em três estágios

No processo descrito em três estágios, predomina inicialmente a decomposição aeróbia da matéria orgânica; esta primeira fase é geralmente de duração limitada devido à alta demanda de oxigênio do resíduo (DBO) em relação à limitada quantidade de oxigênio presente no aterro. Durante esta fase uma grande quantidade de calor é produzida, bem acima da temperatura ambiente. O chorume produzido nesta fase deve apresentar altas concentrações de sais dissolvidos, de alta solubilidade, como cloreto de sódio e outros.[61]

Quando o oxigênio é esgotado, a decomposição acontece pela ação dos organismos facultativos anaeróbios, geralmente predominantes. Nesta fase da decomposição uma grande quantidade de ácidos graxos voláteis, ácido acético e dióxido de carbono são produzidos. Esses ácidos reduzem o pH para valores entre 4 e 5. O baixo pH auxilia na solubilização de materiais inorgânicos, os quais, juntamente com as altas concentrações de ácidos voláteis, produzem uma alta concentração iônica. As altas concentrações de ácidos voláteis também contribuem para uma alta carga de DQO.[61]

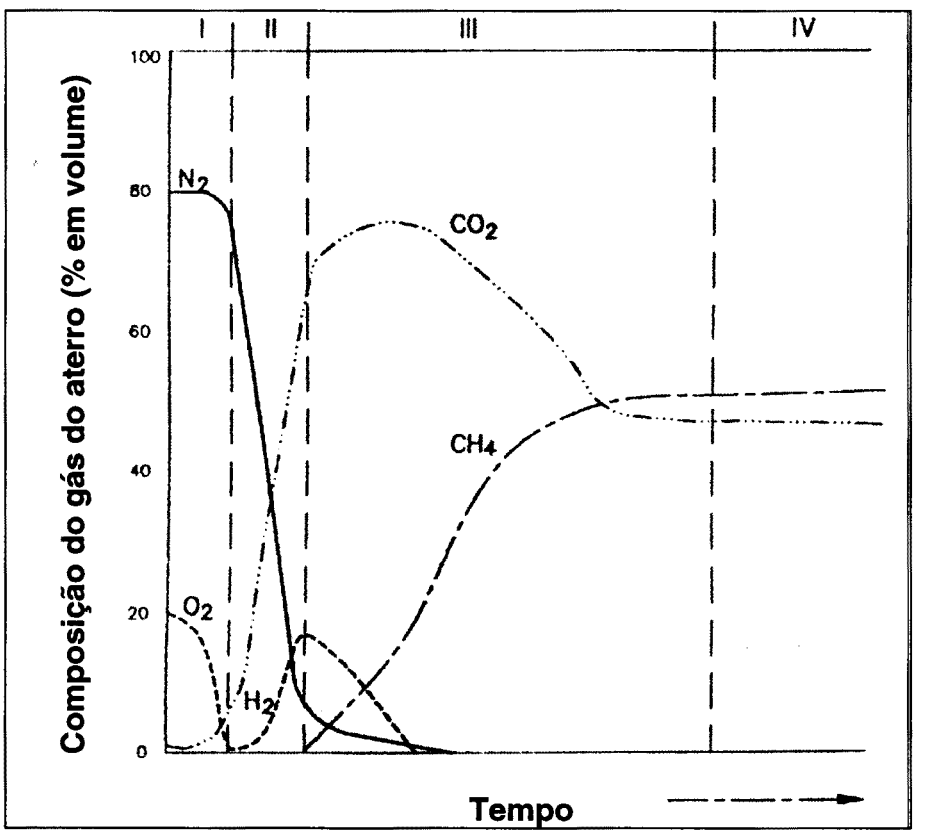
O último estágio da decomposição anaeróbia ocorre com o aumento da população das bactérias formadoras de metano. Essas bactérias são estritamente anaeróbias e requerem pH neutro entre 6,6 a 7,3. Os ácidos voláteis produzidos pelas bactérias facultativas anaeróbias e outros componentes orgânicos são convertidos em metano e dióxido de carbono. Desta forma, a concentração de ácidos voláteis é reduzida a níveis a muito baixos e a composição do gás formado apresenta uma mistura de dióxido de carbono com metano. O pH começa a elevar-se com o aumento da produção de metano. Próximo ao pH neutro, pouca matéria inorgânica é solubilizada e a condutividade cai, entretanto, alguns materiais continuam a solubilizar com a continuação do processo de decomposição. Eventualmente, com a idade do aterro, a taxa de decomposição bacteriana pode decrescer em função do esgotamento do substrato. Lentamente, partes do aterro vão restabelecendo as condições aeróbias com a continuidade da percolação de água pelo aterro.[61]

3.5.2.3. Processo de degradação biológica em quatro estágios

Em 1973 Farquhar e Rovers citados por SCHALCH[72], realizaram estudos relevantes para o esclarecimento das etapas da degradação da matéria orgânica, descrevendo quatro estágios da produção de gás, para o caso específico de substratos sólidos confinados em aterros (Figura 15).

A duração dessas fases varia em função de inúmeros fatores, dentre os quais a densidade e composição do resíduo, os níveis de umidade, a idade do aterro, dentre outros.

Figura 5 — Produção típica de gás



Fonte: Farquhar and Rovers, 1973 citado por MC BEAN et al [44]

As quatro etapas da degradação, de acordo com MC BEAN et al[44] (1985) e a Encom Associates, citada por SCHALCH[72], podem ser descritas da forma como segue:

- Fase I – Aeróbia.

O oxigênio se encontra presente como um componente do ar, estando limitado à área do aterramento (frente de trabalho), sendo consumido durante a fase aeróbia, que tem a duração de poucos dias, até que as condições anaeróbias passem a vigorar, em função da cobertura diária do lixo. A decomposição aeróbia gera calor, com aumentos típicos de temperatura de 10° a 20°C sobre a temperatura do resíduo aterrado, podendo ser ainda maior se a umidade também for elevada.

- Fase II – Anaeróbia, Não Metanogênica.

Durante a Fase II começam a predominar as condições anaeróbias, verificando-se um aumento de dióxido de carbono resultante da fermentação ácida, assim como no hidrogênio produzido. Chiang e de Walle (1977), citados por Mc Bean et al[44], demonstraram em seus estudos, que em condições saturadas, mais de 70% de dióxido de carbono em volume foi produzido em 11 dias, em testes com a utilização de lisímetros, que são estruturas constituídas de um reservatório de solo, providos de um sistema de monitoração de entrada e saída de umidade (USEPA,1979), citado por IPT e CEMPRE.[37]

- Fase III – Anaeróbia, Metanogênica, Instável.

É caracterizada pelo início da produção de metano, havendo uma redução na produção de dióxido de carbono e hidrogênio. Há indicações de que o tempo requerido para atingir 50% de metano em volume, durante essa terceira fase, demore em torno de três meses para resíduos úmidos, sendo bem maior, ou podendo nem mesmo ocorrer para os resíduos secos.

- Fase IV – Anaeróbia, Metanogênica, Estável.

A produção de metano e dióxido de carbono atinge uma composição constante, sendo verificado, durante toda a Fase IV, que a produção de metano permanece estável, em torno de 40% a 70% em volume, o que sugere, segundo vários autores, que prevalece a atividade das metanobactérias na degradação dos resíduos. Eventualmente a produção de

metano diminui, quando o resíduo orgânico é esgotado, mas os orgânicos lentamente biodegradáveis produzem metano por décadas (por exemplo, papel e celulose). Existem registros de produção de metano de até 30 anos, mas a taxa de produção é baixa.

3.5.2.4. Processo de degradação biológica em cinco estágios

A combinação entre diversos fatores abióticos e experiências em escala real realizadas em aterros têm levado a especulações sobre uma idealizada ou teórica seqüência para o processo de degradação biológica e suas conseqüências para o gás e para o chorume.[19]

É enfatizado que essa seqüência ideal de degradação está relacionada com um volume homogêneo de resíduo e que num aterro real, com células que variam altamente na idade e na composição, pode-se produzir um quadro global diferente. A seqüência da degradação teórica proposta, não estima a duração das fases envolvidas, pois elas dependem de fatores abióticos e das condições locais, por exemplo, a composição dos resíduos e os procedimentos de aterramento. Após a fase aeróbica inicial, que dura apenas alguns dias, a duração de tempo esperada para as outras fases da degradação, pode ser medida em meses, anos e décadas.[19]

- Fase I

Esta é uma fase aeróbia curta, iniciada imediatamente após a disposição dos resíduos, onde a matéria orgânica facilmente degradável é decomposta durante a geração de dióxido de carbono.

- Fase II

É a primeira fase anaeróbia intermediária, desenvolvida imediatamente após a fase aeróbia. A atividade das bactérias fermentativas e acetogênicas resulta na rápida geração de ácidos graxos voláteis, dióxido de carbono e pequenas quantidades de hidrogênio. O chorume na fase ácida pode conter altas concentrações de ácidos graxos, cálcio, ferro, metais pesados e amônia. O conteúdo de nitrogênio no gás é reduzido devido à

geração do dióxido de carbono e hidrogênio. O sulfeto gerado pode precipitar ferro, manganês e os metais pesados que foram dissolvidos no início desta fase.

- Fase III

É a segunda fase intermediária anaeróbica e começará com o lento crescimento das bactérias metanogênicas. A concentração de metano no gás aumenta enquanto que a concentração de hidrogênio, dióxido de carbono e ácidos graxos voláteis diminui. Também, a concentração de sulfato diminui devido a continuidade da redução de sulfato. A conversão de ácidos graxos resulta no aumento do pH e alcalinidade, os quais acarretam a diminuição da solubilidade do cálcio, ferro, magnésio e metais pesados. Supõe-se que os últimos a precipitar sejam os sulfetos. A amônia começa a aparecer, mas o meio ainda não foi convertido em anaeróbio.

- Fase IV

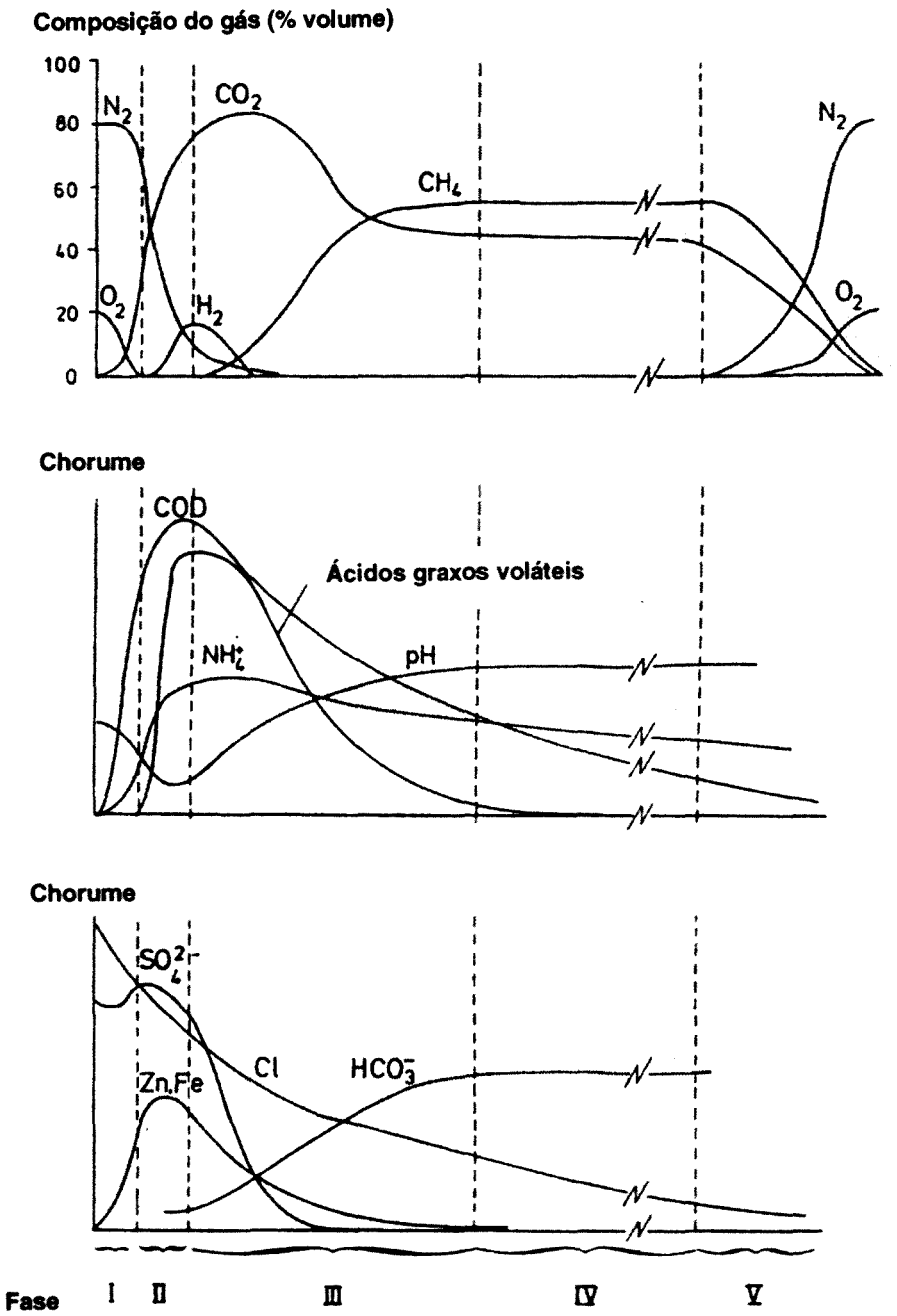
A fase metanogênica é caracterizada por uma razoavelmente estável taxa de produção de metano, resultando numa concentração de metano no gás de 50% a 65% em volume. A alta taxa de formação de metano mantém as concentrações de ácidos graxos voláteis e hidrogênio baixas.

- Fase V

Nesta fase, onde somente os carbonos orgânicos refratários permanecem no resíduo aterrado, a taxa de produção de metano será tão baixa quanto o nitrogênio, que começa a aparecer no gás do aterro novamente, devido a difusão para a atmosfera.

A Figura 6 ilustra a seqüência idealizada para um volume homogêneo de resíduos envolvendo cinco fases distintas:

Figura 6 – Desenvolvimento do gás e composição do chorume numa célula do aterro



Fonte – Farquhar e Rovers, 1973 citados por Christensen e Kjeldsen.[19]

Bidone e Povinelli[7] descrevem a transformação anaeróbia do material orgânico bruto em bioestabilizado, como um processo de cinco fases, descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Descrição do processo de degradação da matéria orgânica.

FASES	Características
Fase I: Ajustamento Inicial	• Disposição dos resíduos, acúmulo de umidade • Subsidência inicial, cobertura da área • Início do processo de estabilização detectado por mudanças nos parâmetros ambientais
Fase II: Transição	• Formação do chorume • Transição da fase aeróbia para a anaeróbia • Estabelecimento das condições de óxido-redução • Aparecimento de compostos intermediários (ácidos voláteis)
Fase III: Formação de ácidos	• Predominância de ácidos orgânicos voláteis de cadeia longa • Decréscimo do pH • Liberação de nutrientes com N e P que serão utilizados como suporte para o crescimento da biomassa • Detecção da presença de hidrogênio, afetando a natureza e o tipo de produtos intermediários em formação
Fase IV: Fermentação metânica	• Conversão em CH_4 e CO_2 dos produtos intermediários que aparecem durante a fase de formação de • O pH retorna à condição de tampão, controlado pelos ácidos voláteis • Precipitação e complexação de metais • Drástica redução da DQO do chorume com correspondente aumento na produção de gás
Fase V: Maturação final	• Estabilização da atividade biológica, com relativa inatividade • Escassez de nutrientes e paralisação da produção de gás • Predominância de condições ambientais naturais • Conversão lenta dos materiais orgânicos resistentes aos microorganismos em substâncias húmicas complexadas com metais

Fonte: Bidone e Povinelli(1999)[7]

3.5.3. Fatores que influenciam na composição do chorume

A produção de chorume nos aterros sanitários é um problema ambiental muito importante. Vários fatores interagem na produção e na variação da quantidade e da qualidade do chorume dos aterros e para descrever os processos que regem essas variações, foram desenvolvidos vários estudos em campos experimentais, laboratórios e em escala real. Esses estudos identificaram os mais importantes componentes de projeto e operação do aterro que afetam significativamente a produção de chorume, apontando alguns dos fatores mais relevantes, que são a taxa de precipitação anual, a presença de água superficial, de água contida nos lodos, a recirculação de chorume, a irrigação da cobertura final, as características do solo e da vegetação de cobertura, a existência ou não de material de cobertura, a declividade e outras características topográficas, o escoamento superficial, a infiltração, a evapotranspiração, a temperatura, a composição, densidade e umidade inicial contida no resíduo, a altura das camadas do aterro, o método de impermeabilização e as características do solo de base.[14,61]

A estabilização do resíduo sólido disposto nos aterros e a característica do chorume são resultado de processos físicos, químicos e biológicos. Desta forma, outros fatores como a movimentação da umidade, a presença ou ausência de macronutrientes e micronutrientes e de elementos tóxicos inibidores, também vão influenciar na produção de chorume. Pouco ou nenhum chorume é produzido até que o aterro atinja sua capacidade de campo; embora a capacidade de campo precise ser atingida somente em regiões localizadas do aterro para o desenvolvimento do chorume. Devido à compactação e compressão, o chorume é produzido antes da saturação das células e em geral depende da quantidade de água inicialmente presente. Um aterro sanitário passa por uma sucessão de estágios, que conferem ao chorume a sua principal característica, que é a variabilidade de sua composição em decorrência do esgotamento progressivo da matéria orgânica biodegradável presente.[61]

De acordo com Mc Bean et al[44], a geração de chorume apresenta uma variabilidade da vazão no tempo, que pode ser substancial. A variabilidade nos estágios iniciais ocorre em parte, em função do tempo despendido até que as várias porções locais atinjam a capacidade de campo. Desta forma, a produção de chorume pode ser pequena ou não, devendo ser também considerada a infiltração pela superfície, decorrente da precipitação. A capacidade de campo é geralmente atingida depois de um ou dois anos e antes disso, variações na geração do chorume ocorrem sazonalmente, devido à variação nas taxas de infiltração/percolação, em resposta ao fenômeno das variações climáticas.

3.5.3.1. Fatores climatológicos e correlatos

- Regime de chuvas e precipitação pluviométrica anual

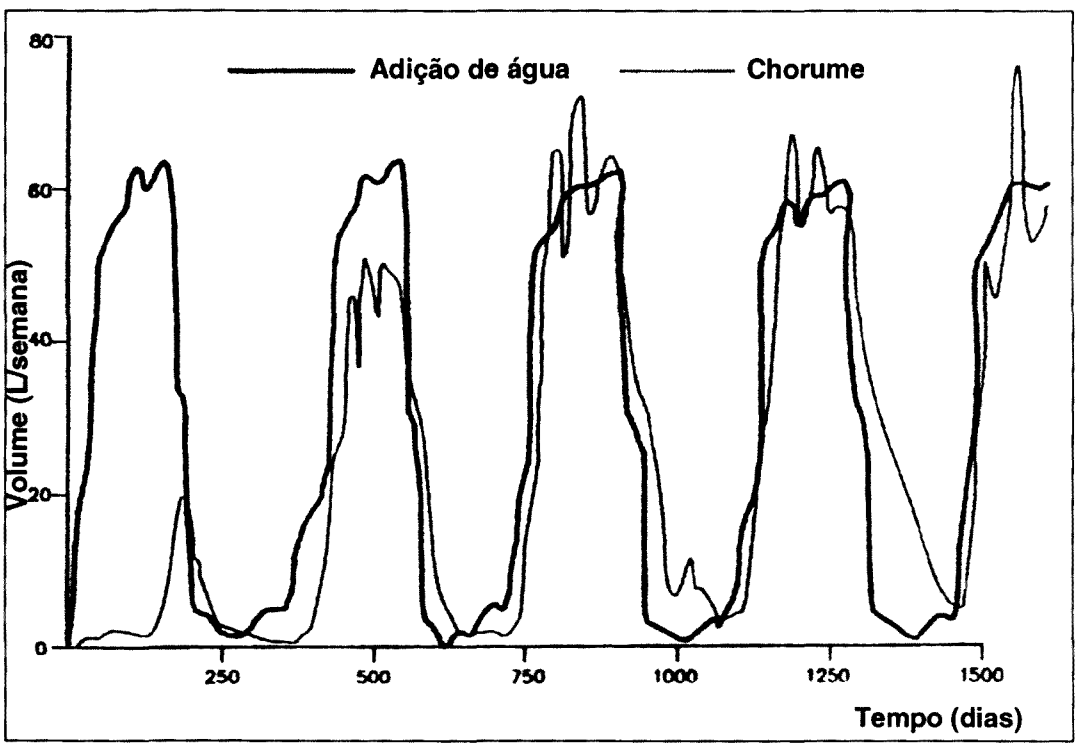
A infiltração de águas pluviais na massa de resíduos aterrados arrasta o chorume e outros materiais em solução ou suspensão, constituindo o chamado percolado dos aterros, que apresenta altas cargas orgânicas e poluentes inorgânicos, além de conter diversas espécies de microorganismos patogênicos, apresentando concentrações de coliformes fecais da ordem de 10^6 a 10^8 NMP/Ml[32]

A taxa de adição de água no aterro influencia a qualidade do chorume. Solutos dissolvidos, decaimento microbiológico e arraste de partículas são sempre afetados. Para baixas taxas de infiltração a atividade microbiológica anaeróbia parece ser um fator determinante na carga orgânica do chorume, mas para altos fluxos de vazão, solúveis orgânicos e até mesmo células microbiais podem ser arrastadas para fora do lixo. Nesses casos a atividade microbial tem um papel menor na determinação da qualidade do chorume.[32]

A precipitação inclui toda água que jorra da atmosfera para a área considerada. Isto pode ocorrer de várias formas, incluindo chuva, granizo e geada. Uma vez que a precipitação atinge o solo, ela produzirá escoamento superficial, evaporação e percolação.[61]

Experimentos realizados em lisímetros por Fungaroli e Steiner (1979), citados por MC BEAN et al[44], demonstraram que a vazão de chorume é nula enquanto a capacidade de campo não é atingida e depois disso, o chorume gerado acompanha paralelamente o regime das chuvas, que foi simulado com base em condições reais, através da adição de água ao experimento, conforme a Figura 7.

Figura 7 – Produção de chorume em laboratório.



Fonte: MC Bean et al[44]

- Escoamento superficial

Uma parcela da água da chuva não permanece na área onde precipitou. É perdida pelo escoamento da água sobre a terra antes de ter a chance de infiltrar. A quantidade de escoamento superficial depende de uma série de fatores como a intensidade e a duração da chuva, a declividade do terreno, a permeabilidade da cobertura de solo e a quantidade e tipo de vegetação.[14,61]

Vários métodos têm sido propostos para estimar o escoamento superficial ou a percolação pelo aterro sanitário. Esses métodos incluem campos experimentais e correlações empíricas, por exemplo, calculando-se

a infiltração como uma função da intensidade de chuva. A relação mais comum adotada para calcular o escoamento superficial é o método racional.

A utilização de coeficientes empíricos de escoamento, similares aos usados em projetos para dimensionamento de sistemas de drenagem, podem lavar a erros grosseiros em relação à quantidade de percolação, pois, uma vez que as áreas do aterro tenham buracos e desabamentos, o escoamento superficial não ocorre livremente como no caso das coberturas naturais de solo, havendo uma quantidade maior de infiltração/percolação, não considerada quando esses coeficientes são utilizados.

Tendo em vista a aplicação na agricultura e engenharia, vários trabalhos têm sido realizados para o desenvolvimento de coeficientes de escoamento. Adotando-se o método racional, na maioria dos casos, o coeficiente de escoamento superficial para as condições de aterro sanitário, conforme várias pesquisas citadas por Qasim e Chiang[61] (1994), situa-se na faixa de 0,07 a 0,2.

- Infiltração

A situação mais crítica no que diz respeito à infiltração ocorre durante os períodos de chuva fraca por um longo período de tempo. Tempestades fortes resultam na rápida saturação do solo de cobertura e o restante é escoado, havendo pequena infiltração.[14]

- Evapotranspiração

A quantidade de umidade disponível para evapotranspiração num aterro sanitário é afetada pelo tipo de solo e vegetação. A característica desejável dos projetos de aterros é aumentar a evapotranspiração no esforço de se reduzir a produção de chorume. A evapotranspiração é estimada ou medida. Atualmente, medidas de evapotranspiração são previsões mais acuradas das perdas reais. Algumas propostas de métodos de estimativa adotam lisímetros ou coeficientes de evapotranspiração. Existem várias equações empíricas para estimar a evapotranspiração, que

levam em consideração a temperatura e o consumo de água em função do tipo de vegetação.[61]

- Acúmulo de umidade no solo

A umidade contida no solo está mudando continuamente: aumentando devido à infiltração e diminuindo devido à evapotranspiração. De acordo com Qasim e Chiang(1994)[61], o esgotamento da umidade devido à evapotranspiração é limitado por uma camada de solo superior definida como efetiva zona de raízes. No método do balanço das águas é importante considerar a mudança da acumulação de umidade no solo de cobertura. A máxima umidade que o solo é capaz de manter contra a força da gravidade é a sua capacidade de campo. A mínima umidade que o solo perde devido à vegetação é a umidade mínima necessária para a sobrevivência da planta *("wilting point")*. A diferença entre os dois limites é a capacidade de armazenamento de umidade.

- Temperatura

A temperatura afeta o crescimento bacteriano e a decomposição do lixo. As bactérias trabalham dentro de uma faixa específica de temperatura e a eficiência ótima está restrita a uma pequena faixa de variação. A temperatura ótima para a metanogênese é a mesofílica, que está na faixa de 30 a 40°C. Temperaturas elevadas também podem favorecer a solubilidade dos sais (quanto maior a temperatura, maior a solubilidade) e aumentar a cinética das reações quimicamente conduzidas[44].

A taxa de qualquer reação química aumenta com a elevação da temperatura, desde que esta elevada temperatura não produza alterações no reagente ou catalisador, analogamente, as reações biológicas apresentam a mesma tendência de acréscimo com a elevação da temperatura, no entanto, acima da temperatura ótima, há um decréscimo da taxa de reação.[81]

No aterro sanitário as temperaturas são altas inicialmente, enquanto predominam as condições aeróbias, seguidas por um declínio, porém, em

condições reais não ultrapassam os 45°C. Experimentos em lisímetros atingiram 68°C, diminuindo vagarosamente para 60°C e depois rapidamente atingiram 29°C. A temperatura ambiente não exerce influência significativa na massa do aterro, em função da mistura lixo/solo que compõe o aterro sanitário[7].

A temperatura nas células do aterro é um fator incontrolável, conforme afirma Lu et al(1985), citado por PAES[51], e independe da temperatura ambiente e suas flutuações.

3.5.3.2. Fatores relativos ao resíduo sólido

- Composição

O recebimento dos resíduos no aterro é realizado em função das necessidades da população que precisa dispor o resíduo gerado no desenvolvimento de suas atividades. Desta forma, é grande a variabilidade na composição dos resíduos, não apresentando um padrão pré-estabelecido para atender as necessidades operacionais do aterro.

Poucas pesquisas têm como foco a composição do resíduo disposto, entretanto, ele pode ser um importante fator no processo de degradação e seu conhecimento poderia representar uma evolução adicional aos processos operacionais. Pesquisadores alemães (Stegmann e Spendlin, 1986 e Wolffson, 1985), citados por CHRISTENSEN[18], avaliaram os efeitos do papel, lixo molhado da cozinha e poda de jardim no processo de degradação no aterro. Um aumento no conteúdo de jornal não afetou significativamente a geração de gás, enquanto que com um aumento do conteúdo de revistas a produção de gás aumentou. A matéria orgânica proveniente da cozinha e do jardim atrasou a produção de metano, supostamente devido a uma geração mais intensiva de ácidos. Entretanto, ao longo do tempo, a produção de gás aumentou na presença de material putrescível.

A matéria orgânica sintética, na forma de material plástico, representa a maior parte dos resíduos municipais e industriais, entretanto as parcelas

do plástico que podem ser biologicamente degradadas ao longo do tempo, apresentam uma velocidade tão lenta que a fração de plástico não deve ser incluída nas estimativas do potencial de produção de metano (Hasco, 1977), citado por CHRISTENSEN.[18]

A massa de lixo disposta num aterro representa uma finita fonte de poluentes. A massa de poluentes disponível para percolar é uma função da natureza físico-química dos resíduos, do seu grau de estabilização e do volume de infiltração no aterro. Os resíduos domésticos e comerciais são compostos por uma variedade de componentes, mas podem ser surpreendentemente similares na composição global.

Nos primeiros estágios da decomposição, os materiais mais facilmente metabolizados como os açucares, amidos, gorduras e proteínas são degradados, resultando no esgotamento dos nutrientes essenciais, especialmente fósforo. A matéria orgânica remanescente mais complexa, como a celulose, é lentamente decomposta e esta decomposição pode ser posteriormente interrompida pela ausência de nutrientes. Pesticidas e herbicidas, embora geralmente apareçam em quantidade traço, podem também estar presentes.[44]

A natureza da fração orgânica dos resíduos influencia consideravelmente na degradação dos resíduos no aterro e assim também na qualidade do chorume produzido. Em particular, a presença de substâncias que são tóxicas às bactérias pode desacelerar ou inibir os processos de degradação biológica com conseqüências para o chorume. O conteúdo inorgânico do chorume depende do contato entre o resíduo e os líquidos percolados, destacando-se os metais, que em sua maioria são liberados da massa de resíduos em condições ácidas.[1]

As experiências mostram que a composição do resíduo altera o processo de degradação biológica no aterro, e desta forma, o chorume produzido também será afetado.

- Adição de lodo de esgoto

Os efeitos da adição de lodo de esgoto na degradação dos resíduos e suas conseqüências na qualidade do chorume e do gás produzidos têm sido estudados em vários experimentos, mas sem uma conclusão simples, pois os resultados desses estudos apontam efeitos positivos, efeitos negativos ou nenhum efeito, entretanto, todos os efeitos positivos verificados referem-se ao lodo de esgoto digerido anaerobicamente, enquanto que os efeitos negativos se referem aos lodos sépticos, com baixos valores de pH.[18]

De acordo com Christensen[18], o potencial positivo do efeito da adição de lodo de esgoto no aterro pode ser atribuído ao aumento da quantidade de água, do suprimento de nutrientes facilmente disponíveis e do suprimento de biomassa ativa, fatores que aumentam a velocidade da fase de degradação metanogênica. Os efeitos benéficos deste potencial, entretanto, parecem estar condicionados a dois fatores. Primeiramente, as adições de lodo podem ter um efeito limitado se os organismos metanogênicos já estão estabilizados, ou se o resíduo disposto é mais vantajoso para os usuários metanogênicos. Desta forma, as adições de lodo de esgoto podem causar um aumento na produção de gás, somente se a quantidade de matéria orgânica adicionada com o lodo de esgoto for substancial. Em segundo lugar, a influência do lodo de esgoto no pH do resíduo, parece crucial na formação do metano. Lodo com pH baixo, por exemplo, lodo séptico, pode ter um efeito negativo na formação de metano, enquanto que o pH neutro ou tamponado, pode ter um efeito positivo.

Aparentemente, a adição de lodo de esgoto no aterro não provoca sempre efeitos benéficos no processo de degradação. Entretanto, se a formação de metano é baixa pela ausência de água e nutrientes, a adição de lodo tamponado pode melhorar substancialmente a produção de metano, porém, isso também pode aumentar a quantidade de matéria orgânica presente no chorume. Mas, se a formação de metano é baixa em decorrência de baixos valores de pH, a adição de lodo tamponado pode levar a um aumento significativo na produção de metano e diminuir o conteúdo orgânico do chorume.[18]

- Teor de umidade inicial

A umidade é um parâmetro muito importante, pois serve como transporte para os microrganismos dentro do aterro sanitário. A umidade do lixo, nas condições brasileiras, situa-se na faixa de 40% a 60%. A produção de chorume está diretamente relacionada com a quantidade de umidade contida nos resíduos, no solo, e com a quantidade de água infiltrada. A quantidade de umidade na célula afeta diretamente os processos da degradação biológica dos resíduos, e vários trabalhos apontam que a taxa de produção de CH_4 cresce com o aumento do teor de umidade, atingindo a produção máxima entre 60% e 80% de umidade[7].

De acordo com Pires(2002), citado por PAES[51], o fluxo de umidade estimula a atividade microbiana, pois favorece o acesso pelos microrganismos aos substratos insolúveis e aos nutrientes solúveis presentes. O teor de umidade e o fluxo de umidade são variáveis separadas e afetam a metanogênese do aterro. Onde a umidade se movimenta através da célula de resíduos, a taxa de produção de metano aumenta de 25% a 50% em relação à presença do mesmo teor de umidade, sem fluxo. "Este aumento da taxa metanogênica é atribuído a uma distribuição mais uniforme dos nutrientes aos precursores metanogênicos e ao acerto do pH".

3.5.3.3. Fatores relativos ao tipo de disposição

- Compactação

A compactação é a operação mais comum e necessária para o melhor aproveitamento da capacidade do aterro e para a obtenção da estabilidade geotécnica do resíduo disposto nas células do aterro. Este tema já foi amplamente discutido e desta forma é esperado que, cedo ou tarde, todo o resíduo deva ser compactado nos aterros modernos. Diante disso, a questão a ser discutida se volta para entender como esta compactação, inicial ou tardia, pode afetar o processo de degradação biológica, a composição do gás e do chorume. Outro ponto relevante se refere ao fato de que uma boa compactação promove a mistura e a homogeneização dos

resíduos, fatores que não podem ser desprezados, pois certamente influenciarão no desenvolvimento do processo de degradação biológica dos resíduos.[18]

A compactação afeta o processo de decomposição aeróbia e anaeróbia nos aterros. A célula de lixo superior descoberta sofre degradação aeróbia, sendo que em aterros não compactados, ela pode acontecer até a profundidade de 2 metros. Em aterros compactados descobertos, o processo aeróbio pode ocorrer nas células até a profundidade de 5 metros, com efeitos similares aos observados nas células descobertas e não compactadas com 2 metros de profundidade.[18]

São escassos os dados experimentais sobre os efeitos da compactação no processo de degradação do lixo. Alguns experimentos demonstram que nas células de lixo contendo teor de umidade elevado, com o aumento da densidade decorrente da compactação, houve uma diminuição da produção de gás, supostamente devido a uma super estimulação da fase ácida. Para o lixo relativamente seco (21%), com o aumento da densidade verificou-se um aumento significativo na produção de gás. O efeito verificado nas células com alto teor de umidade é explicado pelo aumento da disponibilidade de nutrientes em contato com a biomassa, promovido pela combinação *"umidade relativamente alta + densidade de peso alta"*. Ainda que sejam poucos os dados disponíveis, há uma indicação de que o tempo de compactação nas células superiores possa ser aplicado como um controle da fase ácida e do início da degradação metanogênica.[18]

De acordo com Canziani e Cossu[14], o efeito da compactação na produção de chorume é significativo. Estudos realizados na Alemanha (1983) demonstraram que o chorume produzido era da ordem de 25% a 50% da precipitação em aterros que utilizavam trator de esteira para compactar os resíduos, caindo para 15% a 25% da precipitação para resíduos compactados por rolo compressor.

- Idade do aterro

O chorume gerado por um lixo recém-disposto no aterro apresenta elevada carga orgânica, pH ácido e diversos compostos potencialmente tóxicos, diferentemente do chorume resultante de resíduos dispostos há muito tempo, que apresenta pH alcalino e a carga orgânica drasticamente reduzida em relação ao primeiro.[7,8]

Variações na composição do chorume e na quantidade de poluentes removidos do resíduo são freqüentemente atribuídas à idade do aterro, definida como o tempo medido a partir da disposição do resíduo ou o tempo medido a partir do primeiro aparecimento de chorume.[1]

A idade do aterro obviamente tem um importante papel na determinação das características do chorume, governadas pelo tipo de processo de estabilização do resíduo. Deve ser destacado que as variações na composição do chorume não dependem exclusivamente da idade do aterro, mas do grau de estabilização do resíduo e do volume de água que infiltra no aterro. A carga poluidora do chorume geralmente atinge valores máximos durante os primeiros anos de operação do aterro (2 - 3 anos), e decresce gradativamente com o passar dos anos. Essa tendência é geralmente aplicada para compostos orgânicos, importantes indicadores de poluição orgânica (DBO, DQO, COT), população microbiológica e íons inorgânicos importantes (metais pesados, cloro, etc).[1]

Mesmo os aterros já encerrados ainda produzirão chorume por vários anos, mas sua emissão decrescerá até níveis onde não mais será necessário tratamento[79], porém os aterros sanitários projetados, construídos, operados e monitorados como uma obra de engenharia, são criações particularmente recentes, surgidas em torno dos anos de 1970, não havendo dados experimentais relativos à duração de tempo desta fase "pós-operacional" dos aterros. A experiência atual demonstra que esta fase pode durar décadas, mas há incertezas quanto a sua extensão por várias centenas de anos, porém, este tempo está diretamente relacionado com as condições locais, tipo de solo e de resíduos dispostos. Até que o aterro se

torne estabilizado, reduzindo a níveis mínimos seu potencial de emissão de poluentes no meio ambiente, deverá haver um monitoramento intensivo de suas instalações e vizinhanças, especialmente onde não foram previamente avaliados os impactos ambientais, nem adotadas medidas preventivas específicas relacionadas à escolha do local adequado para execução do aterro, ao projeto e à operação do aterro.

- Solo de cobertura

A aplicação diária de solo de cobertura é sempre prescrita para melhorar as condições estéticas e de higiene do aterro. Entretanto solos adequados para este propósito geralmente não estão disponíveis e a cobertura de solo, em muitos aterros, é considerada como uma desnecessária redução do limite da capacidade do aterro. Essas considerações, não se aplicam para a cobertura final no fechamento do aterro, conforme afirma Mc BEAN et al[44], que também descreve diversos efeitos da cobertura, conforme segue:

Os efeitos negativos da cobertura de solo podem ser explicados, pois se a célula de lixo superior é supostamente submetida à degradação aeróbia, com a sua cobertura, a disponibilização de oxigênio para a célula e lixo será afetada, diminuindo a taxa de decomposição.

O uso de solos argilosos como cobertura pode promover a distribuição heterogênea da água nos aterros, podendo levar ao surgimento de zonas muito secas abaixo do solo de baixa permeabilidade.

Os efeitos positivos da cobertura de solo podem ser esperados para solos com capacidade tampão, que podem agir profilaticamente no sentido de evitar condições com baixos valores de pH, inibidores da produção de metano.

Canziani e Cossu[14] afirmam que a altura e o tipo de solo de cobertura podem ter o efeito de reduzir a produção de chorume em locais onde não foi realizada uma boa compactação dos resíduos.

- Profundidade do aterro

A profundidade da célula de lixo influencia na composição do chorume. O aumento na profundidade do lixo permite a percolação até aproximadamente o limite de solubilidade, reduzindo desse modo seu potencial de infiltração para camadas baixas de lixo. Entretanto, para o limite de solubilidade, o aumento na profundidade resulta no maior tempo de contato entre a fase líquida e a fase sólida. Isto pode aumentar a carga do chorume, mas também, pode aumentar o tempo despendido para a estabilização do resíduo.[44]

PAES[51] relata os experimentos realizados por Melo et al(2002) sobre o grau de contaminação de uma célula de 16 anos do aterro de Muribeca por meio de testes de fitotoxicidade, através da semeadura de sementes de tomate e repolho no material recolhido da célula. Os estudos mostraram que em profundidades mais elevadas aumentava o índice de germinação, indicando a presença de materiais menos tóxicos às sementes e maior uma disponibilidade de nutrientes, sendo estes fatores considerados como indicadores da maturidade da massa de lixo depositada na célula.

3.5.4. Propriedades e características do chorume

3.5.4.1. Características químicas

A composição química do chorume depende de vários fatores incluindo aqueles referentes à massa de resíduos, à localização do aterro, bem como aos fatores derivados do projeto e operação do aterro.

- pH

O pH exerce influência sobre os processos químicos que são a base da transferência de massa no sistema resíduo-chorume, afetando também outros constituintes do sistema. Geralmente as condições ácidas caracterizam a fase inicial de degradação anaeróbia dos resíduos, e requerem ajustes antes do tratamento biológico. Adicionalmente, se for requerida a remoção de metais, o pH deve ser ajustado para promover a precipitação.[1,24]

O pH deveria ser ácido nas células contendo resíduos mais recentes e básico nas células mais antigas, que já estariam na fase metanogênica de degradação, porém isto nem sempre é verificado uma vez que dentro de uma mesma célula ocorrem simultaneamente várias fases de decomposição, devido às diferentes idades dos resíduos aterrados.[51]

- Matéria orgânica

A matéria orgânica é caracterizada pelas cadeias carbono-carbono, podendo ser classificada em três grupos, A, B e C, pertencendo ao Grupo A os ácidos graxos voláteis; o Grupo B é composto pelos ácidos húmicos e os ácidos fúlvicos compõem o Grupo C, havendo um aumento da biodegradabilidade do Grupo A para o Grupo C. Pesquisas realizadas há 20 anos revelam que a fração livre de ácidos graxos voláteis constitui de 20% a 70% do carbono orgânico total do chorume, dependendo da idade do aterro, e ela tende a diminuir com o aumento da idade do aterro. As concentrações de substâncias orgânicas, DBO, DQO, COT e a fração DBO/DQO são altas durante os estágios de ativa decomposição e decrescem gradualmente em aterros estabilizados. Em virtude disto, alguns autores sugerem que chorume velho seja tratado por processos físico-químicos, ao invés de adotar-se o tratamento biológico.[44]

Os mais importantes parâmetros analíticos adotados como indicadores tradicionais de poluição por esgotos são orgânicos são a DBO ou DQO. Valores maiores que 0,4 para a relação DBO/DQO indicam boa biodegradabilidade, sendo normalmente encontrados nos estágios iniciais da decomposição biológica, com baixos valores de pH e pequena produção de gases. Quando tem início a fase metanogênica da decomposição, a fração DBO/DQO cai para valores menores do que 0,1, indicando baixa biodegradabilidade dos orgânicos presentes.[24]

- Nitrogênio

A amônia e o nitrogênio orgânico, coletivamente referidos como NTK (Nitrogênio Kjeldahl Total), representam uma alta porcentagem do nitrogênio solúvel total contido no chorume. Combinados, eles são tipicamente

mensurados em milhares de mg/L e podem ser considerados altos. Devido às condições anaeróbias dos aterros, as concentrações típicas de nitrito e nitrato são baixas. Se a resultante de N-amoniacal é muito alta (por exemplo, 1000 mg/L), a nitrificação pode ser inibida. As bactérias nitrificadoras também são muito sensíveis a temperaturas baixas. Como resultado, pode ser necessária uma redução parcial de nitrogênio amoniacal até níveis de concentração mais aceitáveis por um método físico-químico de tratamento, antes do tratamento biológico.[44]

- Fósforo

O chorume dos aterros é geralmente deficiente em fósforo para efeito de tratamento biológico. Frações de DBO:P da ordem de 7000:1 têm sido verificadas em chorume proveniente de resíduos recentemente aterrados. Uma vez que a fração ótima de DBO:P de 100:1 é fortemente recomendada para os processos de tratamento biológico, de acordo com Metcalf e Eddy (1991), citados por Ehrig[24], o tratamento biológico desse chorume deve ser inibido devido à deficiência de fósforo, a não ser que sejam feitas adições de fósforo.

- Metais pesados

Em geral, a remoção de metais pesados deve ocorrer se for utilizado um processo de tratamento biológico aeróbio ou anaeróbio, pois os metais precipitam. Altas concentrações de certos metais, como cobre, zinco e níquel podem causar inibição do processo biológico de tratamento, sendo necessário, em muitos casos, a precipitação química. Um lado negativo da remoção dos metais se refere à disposição final do lodo que pode ficar restrita, devido às elevadas concentrações de metais pesados que o lodo poderá apresentar.

A Tabela 3 apresenta alguns íons encontrados no chorume e suas possíveis origens.

Tabela 3 – Exemplos de íons encontrados no chorume e suas origens prováveis.

ÍONS	ORIGENS
Na+, K+, Ca^{2+}, Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos.
$PO4^{3-}$, $NO3^{-}$, $CO3^{2-}$	Material orgânico.
Cu^{2+}, Fe^{2+}, Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafa.
Hg^{2+}, Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes, fungicidas, tintas, amaciantes, produtos farmacêuticos.
Ni^{2+}, Cd^{2+}, Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis), plásticos, ligas metálicas, pigmentos, papéis, vidro, cerâmica, inseticidas, embalagens.
Al^{3+}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral.
Cl^{-}, Br^{-}, Ag^{+}	Tubos de PVC, negativos de filmes de raio-X
As^{3+}, Sb^{3+}, Cr^{3+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos.

Fonte: Segato e Silva (2000), citados por LINS[42]

3.5.4.2. Características biológicas

Ao contrário das características químicas do chorume que têm sido largamente descritas, os dados de composição microbiológica são escassos. Os resíduos sólidos apresentam uma grande população microbiológica e podem estar contaminados por microrganismos patogênicos. Resíduos geralmente contêm excrementos de animais, carcaças animais, fraldas, lodo de esgoto e algumas vezes resíduos hospitalares (em lugares onde a disposição destes resíduos, juntamente com os resíduos domésticos, ainda

é praticada), que atuam como vetores para os microrganismos patogênicos e desta forma, representam um risco à saúde.[1]

Os primeiros estudos microbiológicos executados nos aterros sanitários pesquisaram e enfatizaram considerações higiênicas e sanitárias com foco nos microrganismos, especialmente bactérias de origem fecal e vírus, presentes no resíduo e no chorume. Estudos mais recentes começaram a estudar mais profundamente a atividade fisiológica dos microrganismos envolvidos na estabilização dos resíduos sólidos dispostos em aterros, incluindo a atividade enzimática extracelular e métodos químicos rápidos para estimar o número de microrganismos metanogênicos que participam do processo de degradação.[1]

- Bactérias

Vários estudos observam a significativa relação chorume-população bacteriana que varia em tipo e composição, de acordo com a idade do aterro. A presença de coliformes termotolerantes (coliformes fecais) indica contaminação causada por animais de sangue quente. Coliformes totais também são usados para a indicar a possível presença de constituintes patogênicos. Também se observa que a sobrevivência das bactérias no aterro sanitário é inversamente proporcional à temperatura do aterro, onde o crescimento e a sobrevivência bacteriana são inibidos para temperaturas maiores que 60° C. A atividade bacteriana diminui em igualdade com o pH e o efeito sinérgico da temperatura e o pH promove a aceleração deste fenômeno.[1]

A concentração das bactérias fecais indicadoras geralmente diminui com a idade do aterro e finalmente atinge níveis dificilmente detectáveis. Em testes em lisímetros contendo lodo de esgotos e resíduos sólidos municipais a presença de coliformes termotolerantes (coliformes fecais) não foi observada depois de 2 anos, de acordo com Donnelly et al (1981) citados por ANDREOTTOLA.[1]

- Vírus

Ao contrário das bactérias, os vírus são organismos parasitas que não conseguem se multiplicar fora de seu ambiente natural. A presença de enterovirus no chorume pode ser atribuída à presença de material fecal de várias origens, presentes nos resíduos sólidos municipais. Estudos executados no chorume de aterros se reportam à presença de enterovirus em casos extremamente raros (Engelbrecht, 1973; Cooper et al, 1974; Sobsay, 1975, 1978), citados por ANDREOTTOLA.[1]

- Fungos

Poucas informações estão disponíveis na literatura sobre a presença de fungos no chorume. Espécies observadas por vários pesquisadores são principalmente *saprophites* como *Aspergillus, Penicillum e Fusarium* que não são patogênicos. O único fungo patogênico observado foi o *Allescherriaboydii* que causa "*madura foot abscesses*", uma infecção fungal que ataca principalmente os pés, provocando nódulos subcutâneos e abscessos com descarga de pus. (Cook et al, 1967; Donnelly et al, 1981), citados por ANDREOTTOLA.[1]

- Protozoários e Helmintos

Protozoários e helmintos podem ser observados em chorume na presença de fezes animais e humanas e em aterros de lodos de esgotos. Cistos e ovos parasíticos são microrganismos fecais extremamente resistentes e sobrevivem sob condições que inibem a atividade de bactérias e vírus, mas que geralmente não os afetam, especialmente os helmintos. (Hays, 1977), citado por ANDREOTTOLA[1].

Na Tabela 4 são apresentadas as faixas de variação das concentrações dos diversos componentes do chorume.

Tabela 4 - Faixas de concentração dos principais parâmetros de percolados de aterros sanitários.

Parâmetros	Pohland & Harper (1985)*	South Florida Landfills (1987)*	Ehrig (1989)*	Qasim & Chiang (1994)*	Ray e Chan (1986)*	Andreottola	IESA (1993)
pH	4,7 - 8,8	6,1 - 7,5	4,5 - 9,0	5,2 - 6,4		5,3 - 8,5	5,9 - 8,7
DBO_5	4 - 57.700	-	20 - 40.000	80 - 28.000		100 - 90.000	480 - 19.800
DQO_5	31 - 71.700	530 - 3.000	500 - 60.000	400 - 40.000		150 - 100.000	966 - 28.000
Cloreto	30 - 5.000	112 - 2.360	100 - 5.000	70 – 1330		20 - 4.000	50 - 11.000
Fósforo Total	0,2 - 120	1,5 – 130	0,1 - 30	8 – 35		0,1 - 30	3,7 - 14,3
Amônia	2 - 1.030	9,4 - 1.340	30 - 3.000	56 – 482		1 - 1.500	6 - 2.900
Ferro	4 - 2.200	1,8 – 22	3 - 2.100	0,6 – 325	0,22 – 2820,0	0,4 - 2.200	0,2 - 6.000,0
Cádmio	70 - 3.900	< 0,005	< 0,05 - 0,140	< 0,05	0,007 – 0,15	0,5 - 140	0 - 0,2
Chumbo	0,001 - 1,44	< 0,105	0,008 - 1,020	0,5 - 1,0	0,005 – 1,60	8 - 1.020	0 - 2,3
Zinco	0,06 - 220	-	0,03 - 120	0,1 – 30	0,03 – 350,00	0,05 - 170	0,1 - 35,6
Cobalto	0,22 – 2.820,00				0,004 – 0,13	4 - 950	
Cobre					0,003 – 2,80	4 - 1.400	0 - 1,2
Cromo					0,0005 – 1,90	30 - 1.600	0 - 3,9
Manganês					0,003 – 79,00	0,4 - 50	0,1 - 26
Mercúrio					0,0001 – 0,01	0,2 - 50	
Níquel					0,02 – 2,20	20 - 2.050	
Cianeto						0,004 - 90	
Fenol						0,04 - 44	

... Continuação Tabela 4

Parâmetros	Pohland & Harper (1985)*	South Florida Landfills (1987)*	Ehrig (1989)*	Qasim & Chiang (1994)*	Ray e Chan (1986)*	Andreottola	IESA (1993)
Arsênio						5 - 1.600	
Alcalinidade						300 - 11.500	
Dureza						500 - 8.900	
N_{ORG}						1 - 2.000	
N_{TOT}						50 - 5.000	
N-Nitrato						0,1 - 50	0 - 5,5
N-Nitrito						0 - 25	0 - 0,1
Fosfato						0,3 - 25	
Cálcio						10 - 2.500	
Sódio						50 - 4.000	
Potássio						10 - 2.500	
Sulfato						10 - 1.200	0 - 1.800
Coli fecais (un.)							49 - 4,9 x 10^7
Coli totais (un.)							230 - 1,7 x 10^8

Fonte: Adaptado de Paes[51]

3.5.5. Variabilidade da composição do chorume

As variações na composição química do chorume também são temporais, mas não são tão visíveis quanto as respostas decorrentes da variação das taxas de infiltração/percolação. As concentrações dos componentes químicos do chorume aumentam a níveis máximos e em seguida declinam gradualmente, sendo que os picos atingidos e as taxas de declínio variam para diferentes componentes químicos. Os materiais prontamente solúveis e biodegradáveis chegam primeiro ao pico máximo,

por exemplo, DBO, acetato e cloreto atingem o pico antes do fenol e do zinco. As origens e quantidades dos componentes químicos no lixo são finitas e são responsáveis pela consecução do pico seguido pelo o declínio até o esgotamento. Adicionalmente, as taxas também tendem a estabilização com a flutuação da umidade e idade do aterro.[44]

3.5.5.1. Chorume "novo"

Nos primeiros anos o chorume contém matéria orgânica prontamente biodegradável. Deste modo, o chorume novo tende a ser ácido devido à presença de ácidos graxos voláteis. O pH típico situa-se na faixa de 6 a 7 e pode ser menor em aterros mais secos, com pouca umidade. O chorume novo é derivado de processos como a biodegradação de orgânicos complexos, como a celulose, por exemplo, e orgânicos simples dissolvidos, como ácidos orgânicos. O resultado dessas ações produz um chorume com as características apresentadas na Tabela 5. Com o tempo, a carga orgânica do chorume diminui, com o aumento da produção de gás, especialmente metano.[44]

3.5.5.2. Chorume "velho"

Depois de 4 ou 5 anos o pH aumenta para uma faixa de 7 a 8. As mudanças são decorrentes do esgotamento da matéria orgânica rapidamente biodegradável com a permanência dos orgânicos lentamente biodegradáveis. As concentrações químicas típicas do chorume velho estão na Tabela 5. Os níveis de nitrogênio são bastante utilizados para indicar a idade do aterro, analogamente ao processo de autodepuração natural dos rios, onde as formas reduzidas de nitrogênio (nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal) são predominantes para chorume novo (nos corpos d´água, indicam a zona de degradação e a zona de decomposição ativa, respectivamente) e a predominância das formas oxidadas do nitrogênio (nitrito e nitrato) indicam que o chorume é velho (nos corpos d´água, indicam a zona de recuperação e a zona de águas limpas, respectivamente).

Tabela 5 – Valores típicos para chorume proveniente de aterros novos e aterros "maduros". Valores em mg/L (exceto pH)

Constituintes	Aterro novo (menos de 2 anos)	Aterro maduro (mais de 10 anos)	
	Faixa de variação*	Típicos**	Faixa de variação*
DBO	2.000 - 30.000	10.000	100 – 200
COT	1.500 - 20.000	6.000	80 – 160
DQO	3.000 - 6.000	18.000	100 – 500
SST	200 - 2.000	500	100 – 400
Nitrogênio orgânico	10 - 800	200	80 – 120
Nitrogênio amoniacal	10 - 800	200	20 – 40
Nitrato	5 - 40	25	5 – 10
Fósforo Total	5 - 100	30	5 – 10
Ortofosfato	4 - 80	20	4 – 8
Alcalinidade ($CaCO_3$)	1.000 - 10.000	3.000	200 – 1.000
pH	4,5 – 7,5	6	6.6 – 7.5
Dureza ($CaCO_3$)	300 - 10.000	3.500	200 – 500
Cálcio	200 – 3.000	1.000	100 – 400
Magnésio	50 – 1.500	250	50 – 200
Potássio	200 – 1.000	300	50 – 400
Sódio	200 – 2.500	500	100 – 200
Cloreto	200 – 3.000	500	100 – 400
Sulfato	50 – 1.000	300	20 – 50
Ferro Total	50 – 1.200	60	20 - 200

Fonte: adaptado de Tchobanoglous citados por Qasim/Chiang[61]

(*): Faixa representativa dos valores. Os valores máximos para alguns constituintes têm sido relatados em literatura.

(**): Valores típicos para aterros novos variam com o estágio metabólico do aterro

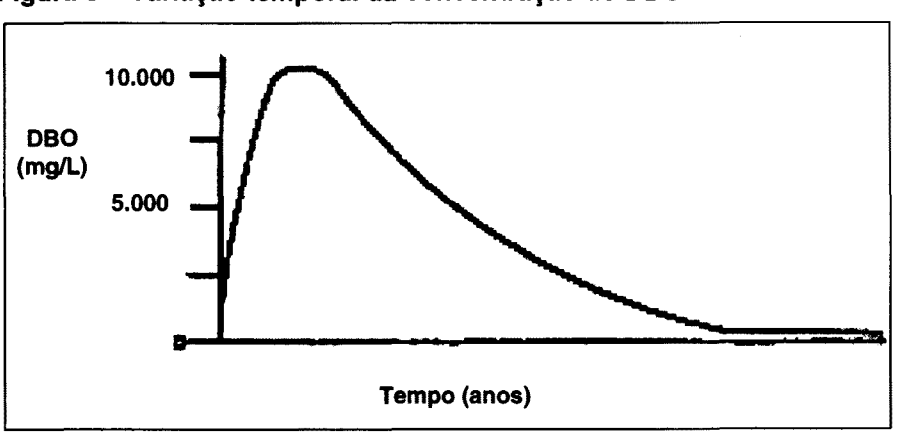
As maiores questões que envolvem o potencial de poluição do chorume "cru" ou parcialmente tratado, incluem o conteúdo orgânico, o nitrogênio amoniacal e os metais pesados.

A Figura 8 mostra a variação no tempo para a DBO que ocorre num longo espaço de tempo, medido em anos. A concentração da DBO nos primeiros anos é medida em milhares e após o período de aproximadamente dez anos, passa a ser medida em centenas. De acordo com Mc Bean et al[44],

o sistema de tratamento construído para tratar chorume novo requer diferentes processos de tratamento que um sistema construído para tratar chorume velho e desta forma, o conhecimento da idade do aterro que gerou o chorume é de grande importância para o projeto do sistema de tratamento, pois as alternativas diferem para resíduos recentemente aterrados e para resíduos já dispostos há alguns anos. O chorume novo requer um processo biológico de tratamento voltado para a remoção de sua alta concentração de matéria orgânica rapidamente biodegradável. Se o chorume não apresenta as características encontradas para um chorume novo, o tratamento requer outro tipo de processo. Cruz[23] apresenta um sistema para tratamento de chorume não biodegradável proposto por Bae et al (1997), onde são empregados reatores anaeróbios e aeróbios em seqüência de para a remoção da amônia, seguidos por um reator de Fenton, um sistema de tratamento por processos oxidativos avançados (POA), hoje bastante utilizados para tratar despejos industriais, conforme será apresentado no item 3.6.4.

Mc Bean et al[44], também afirmam que o chorume produz uma quantidade de lodo muito maior que o esgoto sanitário, assim como altas quantidades de ferro, cálcio e manganês, compreendendo 50% do lodo em base seca (para lodo de esgoto esse valor é inferior a 10%).

Figura 8 – Variação temporal da concentração de DBO



Fonte: Adaptado de Mc Bean et al[44].

Merbach[45] analisou o comportamento dos metais pesados de um chorume produzido por um aterro novo, durante 12 meses, comparando seu

comportamento em relação ao grau de estabilização da matéria orgânica, com o comportamento esperado para aterros novos, verificando que os metais analisados apresentaram uma tendência inicial de "valores altos de concentração seguidos de queda, e um período variável de baixas concentrações". Os metais ferro, manganês e níquel apresentaram alta concentração inicial com duração mais longa, até a queda brusca; o cobre e o cromo apresentaram um comportamento com alta concentração inicial, ligeira queda, seguida de certa estabilização por um período mais longo.

3.5.6. Estimativa da produção de chorume nos aterros sanitários

O efeito da infiltração incontrolável de chorume no solo é o maior impacto ambiental que um aterro sanitário pode produzir. Por essa razão, as legislações tendem a definir limites que restrinjam a contaminação das águas superficiais ou do aqüífero. Preferencialmente os aterros deverão se localizar em áreas naturalmente impermeáveis ou em áreas que possam ser impermeabilizadas por métodos artificiais. É evidente que nessas condições o controle da percolação, a coleta e disposição do chorume assumem um papel crítico no projeto do aterro, tanto do ponto de vista técnico quanto econômico.[61]

A percolação de água pelo aterro sanitário consiste de duas fases, que são a percolação da água pelo solo e a percolação da água pelo resíduo sólido. O solo de cobertura interage diretamente com a atmosfera e determinará a quantidade de infiltração pelo solo e a percolação através dos resíduos sólidos. A capacidade de armazenamento de umidade pelo resíduo sólido determinará a quantidade e o tempo despendido até o primeiro aparecimento de chorume.[61]

Para melhor compreensão da produção de chorume nos aterros, será apresentada a fórmula de Canziani e Cossu (1989) citados por BLAKEY.[9] utilizada para determinar a produção de chorume. As parcelas que compõem a fórmula consideram vários fatores que dependem de muitas variáveis, por exemplo, a troca de umidade dos componentes contidos no resíduo, evidenciando a complexidade da realização destas estimativas:

$$L = P - R - \Delta U_S - ET - \Delta U_W$$

onde:

L = produção de chorume

P = precipitação

R = escoamento superficial

ΔU_S = troca no solo da umidade armazenada

ΔU_W = troca de umidade nos componentes contidos no lixo

ET = atual evaporação perdida para o vazio/solo/evapotranspiração perdida para a vegetação superficial

Existem vários métodos para realizar a estimativa do chorume a ser gerado num aterro sanitário. Castro[15] estudando a produção de chorume no aterro Pau Queimado, verificou que a aplicação dos métodos mais conhecidos para esta finalidade levou a uma superestimativa dos valores previstos em relação aos valores observados. Nas suas pesquisas, o Método Suíço superestimou a vazão do chorume gerado em 13% e o Método Racional em 20%. Este fato foi atribuído à dificuldade na adoção dos coeficientes a serem utilizados nestes estudos de estimativa, sendo necessário o desenvolvimento de estudos e ensaios práticos que orientem nessa escolha.

De qualquer maneira, ainda que os valores estimados apresentem uma grande imprecisão, os estudos de estimativa de vazão são indispensáveis e se constituem numa importante ferramenta para a realização dos projetos dos aterros e mesmo quando são feitos estudos para analisar a viabilidade do recebimento de chorume para tratamento conjunto com os esgotos sanitários pelas estações de tratamento do sistema público de esgotos.

Serão descritos a seguir alguns métodos empregados para a execução de estudos de estimativa de vazão.

3.5.6.1. Método suíço

O método suíço para estimativa da quantidade de percolado gerado num aterro sanitário utiliza coeficientes empíricos que correlacionam precipitação e área de contribuição do aterro e a geração de percolado. De acordo com Rocca[64], a vazão a ser drenada é dada pela seguinte expressão:

$Q = \frac{1}{t} * P * A * K$, onde:

Q = vazão média de líquido percolado (L/s);

P = precipitação anual média (mm);

A = área do aterro (m^2);

t = número de segundos em 1 ano (31.536.000 s);

K = coeficiente dependente do grau de compactação do lixo, conforme a Tabela 6

Tabela 6 – Coeficiente de formação de percolados

Tipo de aterro	Peso específico dos resíduos no aterro	K
Aterros fracamente compactados	0,4 a 0,7 ton/m^3	0,25 a 0,50
Aterros fortemente compactados	> 0,7 ton/m^3	0,15 a 0,25

Fonte: Rocca[64]

3.5.6.2. Balanço hídrico

A previsão do volume de chorume que pode ser gerado pelos resíduos domésticos tem sido largamente descrita. Entretanto, as abordagens empregadas nesses métodos de estimativa variam muito, porém elas são basicamente derivadas de um balanço de águas, que leva em consideração os fatores descritos a seguir:

- O balanço mensal entre os componentes líquidos que entram no local e fazem aumentar a infiltração e
- A variação na retenção de umidade e transmissão das características do resíduo pela infiltração através de sucessivas células.[9]

Portanto, o balanço das águas analisa em primeiro lugar o comportamento do solo de cobertura para determinar a quantidade de infiltração. Em seguida a camada de resíduos sólidos é analisada em relação à quantidade de percolação para determinar a extensão do potencial de geração de chorume.

Tratando-se o fluxo de umidade pelo solo de cobertura como um sistema dimensional, o modelo do balanço de águas é utilizado para calcular a percolação da água pelo resíduo sólido. Para realizá-lo, as condições superficiais do aterro sanitário são definidas. O tipo e a espessura do solo de cobertura, a presença ou ausência e o tipo de vegetação de cobertura e as características topográficas são condições superficiais primárias que afetam a percolação.[61]

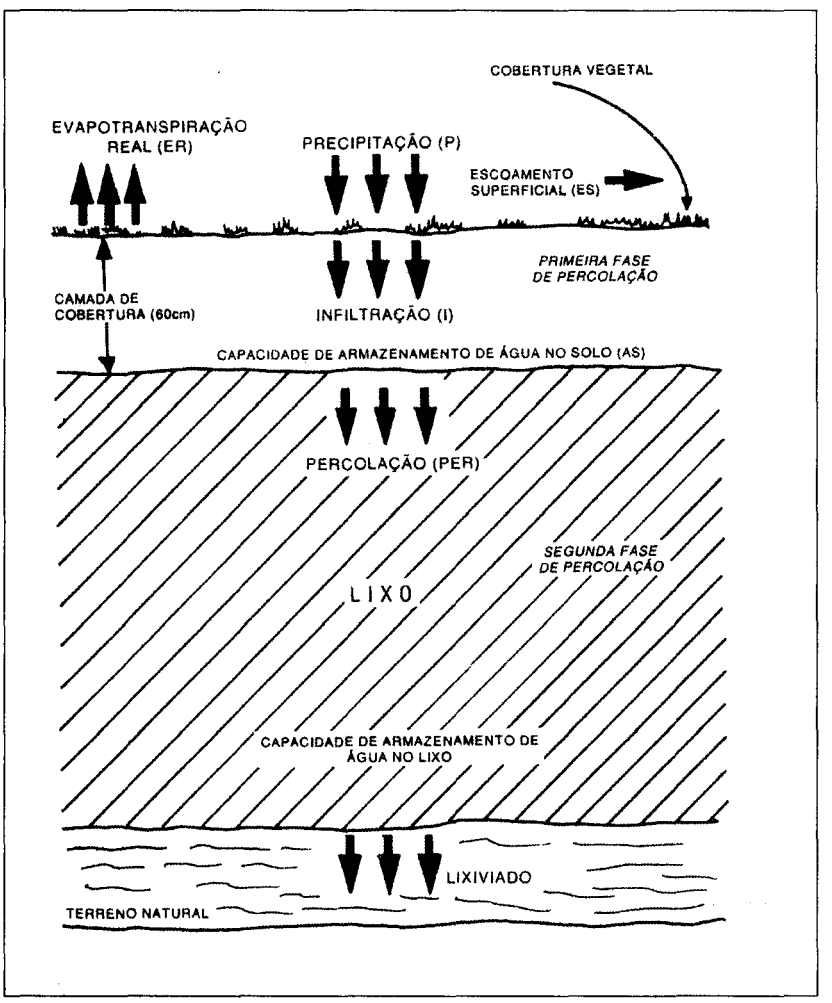
A água percolando pelo do aterro sanitário, arrasta vários materiais em suspensão e dissolvidos. Geralmente, quanto mais água passa pelos resíduos sólidos, mais poluentes são carreados. Portanto, este é um importante fator a ser considerado nos métodos que podem ser usados para estimar a quantidade de chorume gerado num aterro sanitário.[61]

A principal fonte de água num aterro é a precipitação sobre sua área. Uma parte dela resulta no escoamento superficial, uma parte retorna para a atmosfera pela evapotranspiração do solo e da vegetação superficial e o que sobra penetra no solo que acumula umidade. Cada vez que a umidade excede a capacidade de campo do solo, ela desce, percola pelo resíduo sólido. A adição de umidade no resíduo sólido durante o período de tempo de saturação do resíduo sólido é a sua capacidade de campo. Neste estágio, a umidade do resíduo sólido percola como chorume. A taxa de percolação de umidade pelo resíduo, depois do armazenamento inicial, equivale à taxa de geração de chorume. Fatores importantes que interferem na taxa de

percolação são precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração e acumulação de umidade pelo solo.[61]

Vários componentes da umidade usados no balanço de água são mostrados na Figura 9.

Figura 9 – Esquema dos componentes do balanço de águas no aterro.



Fonte: Neto, PC et al, citados por ROCCA et al[64]

Rocca et al[64] afirma que para efetuar o balanço de água, devem ser mensalmente computados os seguintes parâmetros, necessários para a determinação da vazão do líquido percolado:

- Precipitação (P): Preferencialmente adotar os valores médios mensais para o maior número possível de anos de observação;
- Evapotranspiração potencial (EP): A evapotranspiração potencial é medida por evaporímetros convencionais e devem ser empregados os

valores médios mensais para o maior número possível de anos de observação;

- Escoamento superficial (ES): é calculado através da aplicação da seguinte fórmula:

$ES = C'*P$, onde: $C' = \alpha * C$, sendo C' o coeficiente de escoamento superficial, variando de acordo com o tipo de solo, a declividade do terreno e a estação do ano, conforme a Tabela 7.

Tabela 7 – Coeficiente de escoamento superficial

Tipo de solo	Declividade %	Coeficiente C'	
		Estação seca	Estação úmida
Arenoso	0 a 2	0,17	0,34
C = 0,30	2 a 7	0,34	0,50
Argilososo	0 a 2	0,33	0,43
C = 0,40	2 a 7	0,45	0,55

Fonte: Rocca et al[64]

- Infiltração (I): os valores médios da infiltração são calculados através da expressão:

$I = P - ES$

- Diferença entre a quantidade de água infiltrada e a evapotranspiração (I - EP): assume valores negativos quando ocorre perda potencial de água armazenada no solo; os valores positivos indicam a recarga de água e percolação, quando a capacidade de campo do solo é atingiga.

- Perda potencial de água acumulada ($\sum NEG(I - EP)$): é calculada pela somatória dos valores negativos de (I – EP), mês a mês. Ao último mês que apresente valor positivo de (I – EP), considera-se a perda total de água acumulada igual a zero, pois ao fim da estação úmida o solo se encontra na sua capacidade de campo. Nas regiões secas, a capacidade

de campo pode não ser atingida ao final da estação úmida, mas admite-se, a favor da segurança, que isso se verifique.

- Armazenamento de água no solo (AS): a capacidade de armazenamento de água no solo é definida como a quantidade de água que pode ser retida no solo. "A quantidade armazenada no solo é dividida em duas fases: a primeira é a água higroscópica que varia desde a umidade zero até o ponto de murchamento (definido como a umidade abaixo da qual é inviável a retirada de água pelas plantas) e a segunda fase, que varia desde o ponto de murchamento até a capacidade de campo, sendo a parcela passível de perdas por evapotranspiração" (Castro[15]).

- O valor inicial do armazenamento de água no solo é a capacidade de campo para a camada de cobertura (ASc), obtido multiplicando-se a água disponível por metro de solo pela profundidade da zona de raízes (igual à espessura da camada). Este valor é atribuído ao último mês que apresente um valor positivo de (I –EP), ou seja, ao último mês da estação úmida.

A Tabela 8 apresenta os valores para a capacidade de campo, o ponto de murchamento e a água disponível, em função do tipo de solo.

Tabela 8 – Umidade do solo (mm água/m de solo)

Tipo de solo	Capacidade de campo	Ponto de murchamento	Água disponível
Arenoso	200	50	150
Siltoso	300	100	200
Argiloso	375	125	250

Fonte Rocca et al[64]

Para os meses subseqüentes, que apresentem valores negativos de (I – EP), o valor de armazenamento de água no solo é tabelado. As tabelas fornecem as quantidades de água armazenada em função da perda potencial de água acumulada ($\sum NEG(I-EP)$), do tipo de solo e da água disponível na capacidade de campo (ASc), fixada em 90, 120 e 150 mm. A Tabela 9 apresenta um exemplo das tabelas, para um solo siltoso e ASc = 120 mm.

Tabela 9 – Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada $\sum NEG(I-EP)$. Solo Siltoso (Asc = 120 mm).

NEG (I-EP)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	125	124	123	122	121	120	119	119	117	116
10	115	114	113	112	111	110	109	108	107	106
20	106	105	104	103	102	102	101	100	99	99
30	98	97	95	95	94	94	93	92	91	90
40	90	89	88	87	86	86	85	84	84	83
50	83	82	82	81	80	80	79	79	78	77
60	76	76	75	74	74	73	73	72	72	71
70	70	70	69	69	68	68	67	67	66	65
80	65	64	64	63	63	62	62	61	61	60
90	60	59	59	58	58	57	57	56	56	55
100	55	55	54	54	53	53	53	52	52	51
110	51	51	50	50	49	49	49	48	48	47
120	47	47	46	46	45	45	45	44	44	43
130	43	43	42	42	41	41	41	41	40	40
140	40	40	39	39	39	38	38	38	38	37
150	37	37	36	36	36	35	35	35	34	34

... continuação da Tabela 9

NEG (I-EP)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
160	34	34	33	33	33	32	32	32	32	31
170	31	31	31	30	30	30	30	30	30	29
180	29	29	29	29	28	28	28	27	27	27
190	26	26	26	26	26	25	25	25	25	25
200	24	24	24	24	24	23	23	23	23	23
210	22	22	22	22	22	22	22	21	21	21
220	21	21	21	21	20	20	20	20	20	20
230	19	19	19	19	19	18	18	18	18	18
240	18	18	17	17	17	17	17	17	17	17
250	16	16	16	16	16	16	16	16	15	15
260	15	15	15	15	15	15	14	14	14	14
270	14	14	14	14	14	13	13	13	13	13
280	13	13	13	13	13	12	12	12	12	12
290	12	12	12	12	12	11	11	11	11	11
300	11	11	11	11	11	10	10	10	10	10
310	10	10	10	10	10	10	10	10	9	9
320	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
330	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
340	8	8	8	8	8	7	7	7	7	7
350	7				7					
360	7				6					
370	6				6					
380	6				5					
390	5				5					
400	5				5					
410	4				4					
420	4				4					
430	4				4					
440	3				3					
450	3				3					
460	3				3					
470	3				3					
480	2				2					
490	2				2					
500	2				2					
510	2				2					
520	2				2					
530	2				2					
540	2				1					
550	1									
560	1									
570	1									
580	1									

... continuação da Tabela 9

NEG (I-EP)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
590	1									
600	1									
610	1									
620	1									
630	1									
640	1									

Fonte – Rocca et al [64]

Os valores positivos de (I – EP) que representam adições na quantidade de água armazenada, devem ser somados aos valores de AS do mês anterior, a partir do último mês que apresenta valor negativo de (I – EP) até que se atinja a capacidade de campo. A partir deste ponto, toda água infiltrada transforma-se em percolado.

- Variação de armazenamento de água no solo (ΔAS): representa a variação da quantidade de água armazenada no solo, mês a mês; é a diferença da água armazenada em um mês e água armazenada no mês anterior:

$$\Delta AS = \Delta AS_n - \Delta AS_{n-1}$$

- Evapotranspiração real (ER): representa a quantidade real de perda de água em um determinado mês:

- Quando a infiltração é maior que a evapotranspiração potencial ([I – EP] > 0), a evapotranspiração ocorre em se nível máximo, sendo ER = RP. Nos meses em que a infiltração é menor que a evapotranspiração potencial ([I – EP] < 0), a evapotranspiração real é condicionada ao grau de umidade do solo, podendo ser determinada pela expressão:

$$ER = EP + [(I - EP) - \Delta S]$$

- Percolação (PER): a percolação é calculada da seguinte forma:

$$PER = P - ES - \Delta AS - ER$$

- Vazão mensal (QM): os valores mensais da vazão do líquido percolado são calculados a partir da seguinte expressão:

$$QM = \frac{PER * A_{cont}}{2.592.000(s/mês)}$$

onde:

QM = Vazão mensal de líquido percolado (L/s)

PER = altura mensal percolada (mm)

Acont = área de contribuição da seção considerada (m^2)

A Tabela 10 apresenta um resumo dos principais parâmetros utilizados no balanço hídrico, assim como o seu modo de obtenção, de acordo com Fenn et al (1995) citados por LINS[42].

Tabela 10 – Parâmetros envolvidos no cálculo do balanço hídrico

PARÂMETROS	MODO DE OBTENÇÃO
Precipitação (P)	Boletins Pluviométricos
Evaporação potencial (EP)	Boletins Hidrometeorológicos
Escoamento superficial (ES)	Aplicando-se o coeficiente de escoamento C' (Tabela 7) para cada tipo de solo e inclinação: ES = C'.P
Infiltração (I)	I = P – ES
I – EP	Diferença entre a água que infiltra e a que evapora.
Σ(NEG (I – EP)	Soma dos valores negativos de (I – EP)
Armazenamento de água no solo de cobertura (AS)	Multiplica-se o valor da água disponível para cada solo pela espessura desse solo, no caso em que (I – EP)>0; Quando o solo estiver abaixo da capacidade de campo, (I-EP)<0, ver Tabela 9
Variação no armazenamento de água no solo (.AS)	Diferença entre a água armazenada no solo, de um mês para o outro (.AS = $AS_n - AS_{n-1}$)
Evaporação real (ER)	Quando (I – EP) > 0 $\Rightarrow$ ER = EP Quando (I – EP) < 0 $\Rightarrow$ ER = [EP + (I – EP) - .AS]
Percolação em mm (PER)	PER = P – ES – AS – ER
Vazão mensal em L/s (QM)	QM = (PER x $Área_{aterro}$) / 2.592.000

Fonte: Fenn et al (1995) citados por LINS[42]

3.5.6.3. Método racional

Para o cálculo da vazão dos líquidos percolados em aterros pode ser aplicado o método racional, adotado para se prever o deflúvio superficial direto em áreas menores que 500 ha, porém sua utilização é muito criticada,

pois as respostas obtidas pela sua aplicação representam apenas aproximações[15].

De acordo com Wilken (1978) citado por CASTRO[15], o cálculo da vazão superficial pelo método racional é baseado em três parâmetros: área da bacia de contribuição; intensidade e duração das chuvas e o coeficiente de escoamento, da seguinte forma:

$Q = C * i *.A$

Onde:

Q = deflúvio superficial máximo (L/s ou m^3/s)

C = coeficiente de escoamento ou "runoff", relação entre o pico de vazão e a chuva média sobre a área receptora

i = intensidade média da chuva (L ou m^3 por ha/s)

A = área da bacia receptora da chuva (ha)

Para a obtenção da parcela que é efetivamente infiltrada no aterro, deve-se subtrair o volume precipitado do volume do deflúvio calculado para o mesmo intervalo de tempo, e deste valor é retirada a parcela relativa à evapotranspiração, conforme demonstra a expressão:

$$Q_{perc} = \left[\frac{(h - h * C) - EP}{1000}\right] * \frac{A}{t}$$

Onde:

Q_{perc} = vazão (m^3/d)

h = precipitação pluviométrica (mm)

EP = evaporação potencial (mm)

A = Área de contribuição (m^2)

t = número de dias do mês (dias)

C = coeficiente de escoamento superficial ("run off", sem unidade)

O coeficiente "c" é uma variável utilizada no método racional, e sua determinação está sujeita a imprecisões. Seus valores são tabelados em função das características da área e da superfície, conforme as Tabelas 11 e 12, da CETESB, citadas por CASTRO[15].

Tabela 11 – Coeficiente de escoamento superficial ou "runoff" – método racional

Descrição da área	Coeficiente "runoff"
Área Comercial	
Central	0,70 a 0,95
Bairros	0,50 a 0,70
Área Residencial	
Residências Isoladas	0,35 a 0,50
Unidades Múltiplas (separadas)	0,40 a 0,60
Unidades Múltiplas (conjugadas)	0,60 a 0,75
Lotes com 2000 m² ou mais	0,30 a 0,45
Áreas com prédio de apartamentos	0,50 a 0,70
Área Industrial	
Indústrias leves	0,50 a 0,80
Indústrias pesadas	0,60 a 0,90
Parques e cemitérios	0,10 a 0,25
"Playgrounds"	0,20 a 0,35
Pátios de estrada de ferro	0,20 a 0,40
Áreas sem melhoramentos	0,10 a 0,30

Fonte: CETESB, citada por CASTRO[15]

Tabela 12 – Coeficiente de escoamento superficial em função das características da superfície

Características da superfície	Coeficiente "runoff"
Ruas	
Pavimentação asfáltica	0,70 a 0,95
Pavimentação de concreto	0,80 a 0,95
Passeios	0,75 a 0,85
Telhados	0,75 a 0,95
Terrenos relvados (solos arenosos)	
Pequena declividade (2%)	0,05 a 0,10
Declividade média (2% a 7%)	0,10 a 0,15
Forte declividade (7%)	0,15 a 0,20
Terrenos relvados (solos pesados)	0,015 a 0,20
Pequena declividade (2%)	0,20 a 0,25
Declividade média (2% a 7%)	0,25 a 0,30
Forte declividade (7%)	

Fonte: CETESB, citada por CASTRO[15]

Em termos práticos, para se estimar a vazão do percolado, existem algumas correlações estabelecidas, que consideram basicamente a área do aterro e o índice pluviométrico. Castro[15] cita algumas dessas correlações, apresentadas na Tabela 13.

Tabela 13 – Taxa de produção de percolado. Valores empíricos

Descrição do estudo	Coeficiente de geração de chorume
Ehric (1983) Taxa de precipitação anual média: 750mm	Aterros altamente compactados: 5 m^3/ha.d Aterros com baixa compactação: 7,5 m^3/ha.d
Russo (2000) Para as condições climáticas de Portugal	2,5 a 3,0 m^3/ha.d ou 30% da precipitação média anual
Held (1996)	20 a 40% do volume de chuva que incide sobre o aterro

3.6. Tratamento de chorume

3.6.1. Importância, dificuldades e cuidados específicos

A contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas pelo percolado dos aterros se configura numa fonte de altos impactos negativos ao ambiente e à saúde pública. Portanto, torna-se necessário o tratamento desses resíduos líquidos, possibilitando dessa forma a sua disposição final segura, minimizando os riscos à saúde pública e os impactos ambientais que podem representar quando não submetidos a um controle e gerenciamento adequados.[29,34,35,41,53,74]

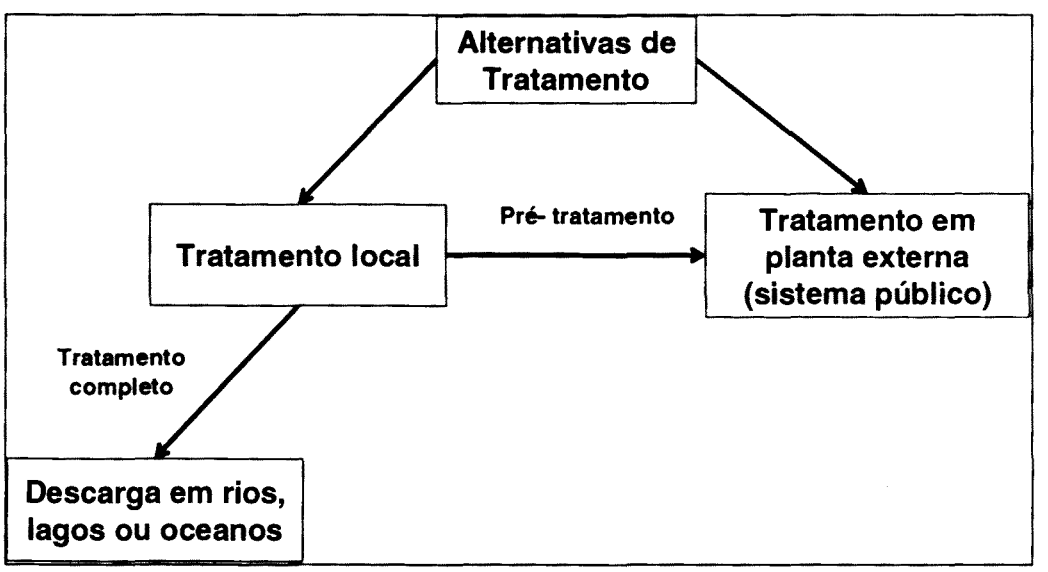
De acordo com Mc Ben et. al[44], para que as experiências, informações e boas referências relativas ao tratamento de esgotos domésticos e industriais possam ser aplicadas e utilizadas com sucesso nas questões referentes ao tratamento de chorume, existem inúmeras características específicas do chorume que devem ser consideradas:

a) O chorume dos aterros de resíduos municipais geralmente contém altas concentrações de componentes químicos orgânicos e inorgânicos. Os íons inorgânicos incluem cloretos e sulfatos e metais como o ferro, potássio, manganês e zinco. A avaliação de alternativas para o tratamento de

chorume deve considerar as grandes variações temporais locais na quantidade e composição do chorume gerado. Uma importante característica relevante para a sua tratabilidade é a variação de certos componentes do chorume decorrente da variação das condições biológicas no interior das células do aterro.

b) Como o projeto dos sistemas de tratamento de chorume deve considerar a variabilidade da vazão e as complexas variações da composição ao longo do tempo, as opções de tratamento podem incluir a s alternativas indicadas na Figura 10, que correspondem ao tratamento local completo; ao pré-tratamento local e encaminhamento para o sistema público como disposição final ou uma terceira opção seria o tratamento externo direto, pelo sistema público de esgotos.

Figura 10 – Opções de tratamento de chorume



Fonte: Mc Bean et al[44]

c) A escolha da alternativa mais adequada, dentre vários aspectos, deverá avaliar o impacto do chorume ao processo de tratamento, porém, dentre os vários estudos realizados nesta área, alguns resultados publicados sobre o limite admissível para o co-tratamento de chorume com esgotos municipais, apontam que aproximadamente 2% em volume pode produzir resultados aceitáveis, conforme será descrito no item 3.6.2.

d) Devido ao volume das contribuições de chorume, os impactos nas plantas de tratamento podem incluir o aumento da aeração requerida, a deficiência de fósforo para um bom tratamento biológico, elevada produção de lodo devido ao aumento da biomassa e metais precipitados, elevados níveis de metal no lodo e aumento de problemas com espuma e odor.

Portanto, a opção selecionada para o tratamento deverá levar em consideração os fatores econômicos, os critérios de qualidade da água e os limites de emissão para a descarga do efluente em corpos d'água, a extensão da variabilidade da vazão do chorume e da concentração dos contaminantes, os custos adicionais relativos ao despejo excedente de contaminantes, os critérios locais estabelecidos pela estação e a proximidade física.

Desta maneira, antes da decisão pelo tratamento parcial ou total, dentro ou fora do aterro, é essencial entender-se primeiramente a origem das variações do chorume ao longo do tempo, além se considerar outras características que incluem:

a) A capacidade para recirculação do chorume na massa do aterro;

b) A proximidade do sistema público;

c) O custo de transporte por caminhão

d) A viabilidade técnica e econômica da interligação ao sistema público via rede coletora;

e) A existência de uma planta de tratamento com capacidade e disponibilidade para o recebimento do chorume;

f) A carga do chorume;

g) O atendimento à legislação pertinente para ligação à rede coletora ou para lançamento em corpos d'água, após o tratamento local.

Todas essas particularidades do chorume, especialmente a sua variação de vazão, podem exigir que o tratamento do chorume necessite de uma equalização da vazão por estocagem temporária em tanques ou em

lagoas; também pode ser necessária a recirculação do excesso de vazão de volta para o aterro em períodos de elevada produção e sempre que possível, deverão ser utilizados sistemas de tratamento flexíveis, que possam absorver esses aumentos de vazão.

3.6.2. Tratamento conjunto com esgotos sanitários municipais

Uma alternativa oportuna ao tratamento local é o tratamento do chorume com os esgotos municipais, especialmente quando o sistema de tratamento disponível é próximo ao aterro municipal.[44] Quando houver necessidade de uso de caminhão tanque para transportar o chorume até as instalações da ETE, é necessária uma avaliação em relação aos custos envolvidos, pois esse procedimento pode se tornar anti-econômico, como um método permanente de remoção.

A "chave" que permite o tratamento de chorume em combinação com o esgoto doméstico é o volume, que deve ter pequena proporção em relação à vazão total de esgoto. O sistema municipal de tratamento possui uma boa elasticidade no tratamento em virtude da grande diluição da vazão de chorume. Desta forma, há um grau para o qual o chorume afluente pode ser admitido sem perturbar o processo de tratamento de esgotos em andamento. Vários autores têm determinado experimentalmente a proporção de chorume que pode ser tolerada numa ETE sem causar a deterioração da qualidade do efluente. A comparação entre os resultados é dificultada devido às diferenças na composição do chorume e do esgoto e os procedimentos experimentais diferem, porém há impactos.[44]

Para viabilizar o tratamento combinado de chorume com os esgotos municipais numa estação de tratamento de esgotos já existente são necessários alguns requisitos, destacando-se a disponibilidade do sistema de esgotos, ou seja, a estação de tratamento deve ter capacidade/folga, para receber essas cargas; também é necessário que o processo de tratamento da estação seja compatível com as características do chorume, além de apresentar condições para manejar/tratar o incremento de lodo produzido.[61]

A literatura apresenta muitas incertezas com relação à eficiência das estações de tratamento que realizam o tratamento combinado de chorume com os esgotos sanitários municipais. Ainda que a redução de metais pesados, DBO e DQO sejam verificadas para proporções relativas de chorume eficazmente tratados, efeitos da conversão de amônia, da temperatura, produção de lodo, de espuma, da baixa sedimentabilidade de sólidos e da acumulação de metais pesados, têm sido observados em vários níveis. Alguns autores acreditam que a qualidade do chorume tenha algum impacto sobre a performance das estações, entretanto, a eficiência pode ser pesquisada caso a caso. Quando toxinas são esperadas ou quando há alta proporção de chorume para ser tratado, um pré-tratamento deve ser considerado.[61]

Mc Bean et al[44] também faz algumas considerações adicionais em relação ao tratamento de chorume com esgotos municipais, relativas ao acúmulo de metais no lodo, que pode ser relevante, ao entupimento dos filtros que pode ocorrer por precipitação de carbonatos e ressalta também que se o aterro estiver localizado a uma distância muito grande da ETE, e se a sobrecarga proveniente do chorume for muito elevada, então, o tratamento local pode ser mais apropriado.

Vários autores conduziram estudos de tratamento combinado de chorume, com resultados apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 – Estudos sobre o tratamento conjunto de chorume com esgotos municipais.

Descrição	Observação
Boyle e Ham (1974) **DQO > 10.000 mg/L** **Volume de chorume = 5%**	**Não houve prejuízo aos processos de tratamento ou à qualidade do efluente** **Acima de 5% de chorume em volume:** • **elevada produção de sólidos;** • **aumento do consumo de oxigênio;** **baixa estabilização da biomassa**
Boyle e Ham (1974) **DQO = 8.800 mg/L** **Volume de chorume = 2%**	**Não houve prejuízo aos processos de tratamento ou à qualidade do efluente**
Chiam e De Walle (1977) **Volume de chorume > 4%**	**Perda de eficiência da planta de tratamento**
Henry (1985) **DQO = 24.000 mg/L** **Volume de chorume ≤ 2%**	**Não houve alteração na eficiência da planta de tratamento.** **Acima de 5% de chorume em volume:** • **efeitos prejudiciais à performance da estação** • **alta DBO do efluente**
Henry (1985) **Avaliação da produção de lodo em sistemas de tratamento de esgoto e sistemas individualizados de tratamento de chorume**	**Produção de lodo em sistemas de tratamento individualizados = 2 x produção de lodo em plantas de tratamento esgoto** **Produção de lodo no tratamento de esgoto sanitário = 1 kg SS/kg DBO**
Robinson e Maris (1979) **Volume de chorume = 2%**	**Indicação de capacidade aparente para o tratamento conjunto com resultados aceitáveis**
Outros estudos **Volume de chorume = 0,5%**	**Problemas na sedimentação do lodo**

Fonte: adaptado de Qasim/Chiang[61] e Farquhar[44]

Castro[15] desenvolveu vários experimentos em escala piloto do tratamento conjunto de chorume com esgotos sanitários, por um sistema australiano de lagoas. O tratamento conjunto se mostrou viável para a composição com 94% da vazão de esgoto sanitário e 6% de chorume, sem grandes variações na eficiência do sistema de tratamento. Em seus estudos também pode ser observado que o tratamento biológico do chorume juntamente com o esgoto sanitário apresentou melhor desempenho que o tratamento isolado do chorume. Também ressaltou a baixa eficiência apresentada por um sistema de lagoas para tratamento conjunto de chorume proveniente de aterros velhos com esgoto doméstico.

Facchin et al[28] descreveu o 1° ano de operação de um sistema de tratamento combinado de chorume proveniente de uma aterro novo em lagoas de estabilização já existentes (anaeróbia + facultativa + maturação), na proporção de 4,1% em volume com a carga de DBO do chorume equivalente a 8 vezes a DBO do esgoto. A ETE apresentava uma folga muito grande em relação à vazão e à carga afluente. No primeiro ano de operação não foi verificada nenhuma alteração negativa no efluente final da ETE, pelo contrário, o tratamento combinado promoveu um aumento da eficiência da remoção de carga orgânica e nutrientes, bem como a redução em 50% da concentração dos sólidos em suspensão no efluente. A carga máxima de chorume afluente foi de 300 kg DBO/d e a concentração máxima de DQO atingiu 14.000 mg/L.

Jucá[39] afirma que as lagoas de estabilização são o método de tratamento mais usado no Brasil para tratamento local de chorume, ressaltando a desvantagem da necessidade de grandes áreas, e da baixa eficiência de remoção de nitritos, nitratos e amônia, podendo provocar a contaminação dos cursos d'água. Quanto ao tratamento combinado de chorume com os esgotos municipais, salienta que as ETEs existentes não foram dimensionadas para tratar essas cargas, enfatizando a necessidade da realização de estudos para o desenvolvimento de tecnologias apropriadas ao meio ambiente, que apresentem viabilidade econômica, eficiência e eficácia.

3.6.3. Recirculação do chorume nas células do aterro

A recirculação é o mais estudado procedimento de controle operacional do aterro. Pesquisas demonstram efeitos positivos, efeitos negativos, ou nenhum efeito na recirculação. Os argumentos informados para introduzir a recirculação do chorume são: redução da matéria orgânica do chorume e conseqüentemente redução do custo de tratamento; redução do volume do chorume a ser tratado pelo aumento da evapotranspiração e aumento da degradação dos resíduos pelo incremento de água no resíduo, suprimento e distribuição de nutrientes e biomassa e por diluição da concentração de inibidores.[18]

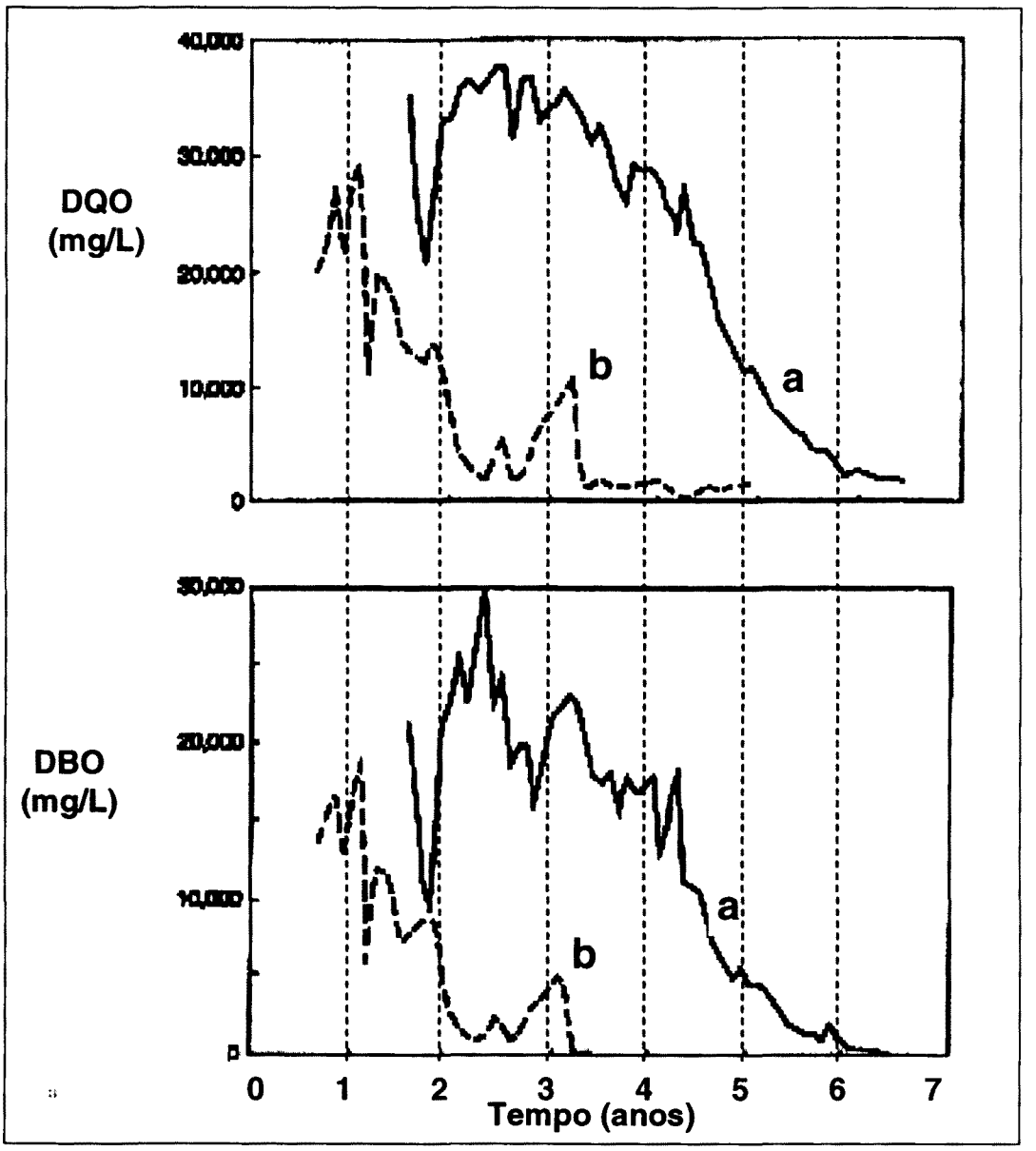
A recirculação do chorume por sua aplicação na própria célula que o originou, é freqüentemente praticada enquanto o chorume ainda contem elevada concentração de matéria orgânica, ou seja, o resíduo disposto ainda não atingiu uma condição metanogênica estável. Se o desenvolvimento do meio metanogênico é inibido por baixos valores de pH, o que freqüentemente ocorre, a realimentação das células com um chorume na fase ácida pode não ser indicada, pois pode promover a inibição da formação de metano. Diante disto, várias experiências têm sido desenvolvidas com o ajuste do pH e tamponamento do chorume antes da recirculação, resultando num aumento da produção de gás e na diminuição da matéria orgânica contida no chorume. Porém, essa prática ainda não se consagrou, pois algumas pesquisas apontam efeitos positivos da recirculação, enquanto que em outras pesquisas os resultados são negativos.

A recirculação aumenta a quantidade e a distribuição da umidade nas células de resíduo, o que teoricamente deve beneficiar a degradação, entretanto, verificam-se efeitos não positivos para recirculação acima de 20% do volume gerado. Juntamente com o aumento da umidade, a recirculação também induz a um fluxo de água na célula de lixo, que também pode ser benéfico. Experimentos realizados por Klink e Ham (1982) demonstraram em laboratório que os reatores com água em contínua movimentação tiveram produção de metano aumentada em 25% a 50%, em

comparação aos reatores com a mesma quantidade de água sem movimentação.[18]

A Figura 11 apresenta as concentrações de DBO e DQO no chorume, medidos em um aterro na Alemanha, mostrando os efeitos positivos da recirculação. Várias experiências realizadas na Alemanha em 13 aterros por Doedens e Cord-Landwehr (1989) citados por CHRISTENSEN et al[18] não apontaram evidências de que a recirculação aumenta a estabilização do resíduo e a quantidade de gás, entretanto, a rápida diminuição da concentração da matéria orgânica do chorume foi observada para aterros que praticaram a recirculação desde o início. Embora as experiências com recirculação de chorume não sejam absolutamente simples, um acerto equilibrado mostra que suas possibilidades como uma norma de operação, supostamente rende mais atenção à composição do chorume que o excesso de precipitação anual e o resíduo seco. Os resíduos sólidos degradam e estabilizam mais rapidamente devido ao aumento da umidade contida no aterro decorrente da recirculação do chorume. Em climas relativamente chuvosos a recirculação é benéfica somente nos primeiros anos de vida útil do aterro, por aumentar a quantidade e melhorar a distribuição de água nas células de resíduo, através do retorno de um chorume não completamente estabilizado nas células biologicamente ativas, reduzindo a produção por meio da evapotranspiração na estação seca. Entretanto, se o chorume apresentar pH baixo e a condição metanogênica não estiver bem estabelecida na célula, a recirculação do chorume pode ser prejudicial para a degradação do resíduo, a não ser que o chorume tenha o pH ajustado e tamponado. Quando as células de resíduos apresentarem uma quantidade adequada de umidade e a DBO do chorume apresentar baixa concentração, os efeitos da recirculação são supostamente baixos em relação à qualidade do chorume.

Figura 11 – Componentes orgânicos no chorume em aterros com (b) recirculação e (a) sem recirculação



Fonte: Christensen et al[18]

Em regiões secas, a recirculação pode ser mais benéfica em termos de aumento da degradação do resíduo e redução do volume do chorume e supostamente, pode ser praticada por longos períodos, porém devem ser tomados alguns cuidados para que não haja inibição da atividade metanogênica.

Somente em climas muito secos a recirculação promove a diminuição do chorume por evapotranspiração e nos demais aterros o desvio de parte

do chorume deve ser feito para evitar o aumento excessivo do nível de água no aterro.[18]

Estudos experimentais em escala piloto nos USA (Pohland, 1976; Robinson et al, 1982, Tittlebaum, 1982), citados por BARBER E MARIS[6] , têm mostrado que o maior benefício da recirculação do chorume pelas células do aterro é a produção de chorume com baixa carga orgânica num período de tempo relativamente curto (18 meses). Esses chorumes têm composições orgânicas semelhantes aos líquidos produzidos por "resíduos velhos", por exemplo, resíduos domésticos que foram dispostos por 5 anos ou mais. Os resíduos sólidos degradam e estabilizam mais rapidamente devido ao aumento da umidade contida no aterro decorrente da recirculação do chorume.

Estudos realizados no Reino Unido (Robinson et al, 1982) também citados por BARBER E MARIS[6], demonstram que além da redução da carga orgânica do chorume, particularmente a concentração de ácidos voláteis e seu volume também podem ser reduzidos por evapotranspiração se o chorume for recirculado por aspersão sobre a área experimental do aterro. Entretanto foi concluído em estudos recentes que a recirculação por si só não pode ser a resposta completa para os problemas do chorume pelas seguintes razões:

- Nas condições climáticas do Reino Unido, a precipitação excede o potencial de evaporação/evapotranspiração. O volume de chorume disponível para recirculação pode ser conseqüentemente aumentado com o tempo e o chorume pode precisar ser descarregado para algum tratamento adicional fora do aterro ou pré-tratado antes da descarga.

- Embora a fração orgânica do chorume possa ser fortemente reduzida por recirculação, outros constituintes do chorume não são significativamente reduzidos (amônia, cloreto e metais, particularmente).

- Apesar desses inconvenientes, a redução do volume e da carga orgânica do chorume pela recirculação pode ser benéfica para a

operação do aterro, pois reduz os custos de tratamento adicional, por exemplo, para a planta de tratamento de esgotos.[28]

3.6.4. Sistemas locais de tratamento de chorume

Qasim e Chiang[61] afirmam que vários processos de tratamento são empregados nos aterros para a realização do tratamento de chorume. Dentre os processos físicos, tais como evaporação natural, flotação, filtração e membranas, apresentam melhor desempenho os tratamentos por evaporação e as membranas, que podem ser empregados para remoção de matéria orgânica em aterros "novos" e "velhos" com bons resultados. Os processos biológicos são mais adequados para o tratamento de chorume "novo", em função da presença de matéria orgânica biodegradável em sua composição. Os processos químicos de tratamento, tais como a coagulação, floculação, troca iônica e oxidação química obtém melhor performance quando são empregados para tratamento de chorume "velho".

Polezi[81], descreve os processos oxidativos avançados (POAs) como processos com potencial de produzir radicais hidroxila.(OH), que são altamente oxidantes e possuem propriedades adequadas para mineralizar a matéria orgânica a dióxido de carbono, água e íons inorgânicos e sua aplicação vêm se consolidando como pré-tratamento de processos biológicos para destruição de contaminantes resistentes à biodegradação. Desta forma, configura-se numa alternativa para o tratamento de chorume "velho", com a vantagem de promover a completa destruição de poluentes, não se tratando de um processo de transferência de fase e sim de transformação química, onde usualmente não há produção de lodo.

Os POAs se baseiam em reações de degradação oxidativa que geram radicais orgânicos instáveis a partir da reação fotocalisada ou não com o radical hidroxila. Para melhorar a eficiência do processo, soluções conjuntas que adotam a fotólise direta com radiação ultra-violeta e com ozônio têm sido adotadas, havendo processos catalisados por óxido de

titânio e os que empregam o reativo de Fenton, que é uma mistura catalítico-oxidativa que contem íons ferro e peróxido de hidrogênio, produzindo radicais hidroxila altamente reativos e não-seletivos.[23]

3.7. Tratamento de esgotos sanitários

Os esgotos representam a parcela líquida dos resíduos produzidos por uma sociedade a partir dos usos da água empregados para as mais diversas finalidades. São formados, portanto, pelos despejos oriundos de residências, estabelecimentos comerciais, públicos, industriais, além de contribuições de águas superficiais, águas subterrâneas e águas pluviais, geralmente presentes.

O lançamento de esgotos sem tratamento num corpo d'água constitui-se num dos principais problemas ambientais e de saúde pública enfrentados na atualidade, pois pode causar inúmeros inconvenientes, colocando em risco a saúde humana em função dos elementos patogênicos que apresenta em sua composição. Esses despejos podem provocar efeitos adversos no meio ambiente aquático, alterando sua fauna e flora, reduzindo o valor dessas águas para usos subseqüentes. Desta forma, os esgotos coletados numa comunidade devem ser tratados antes do seu lançamento no corpo receptor, de modo a possibilitar sua disposição final em condições seguras. Para que isso seja possível, é preciso realizar um levantamento das necessidades e condições locais e buscar alternativas técnicas, legais, econômicas e ambientais mais adequadas para cada caso.

A estação de tratamento é um conjunto de instalações e equipamentos destinado ao tratamento dos esgotos.

Os contaminantes presentes nos esgotos são removidos por métodos físicos, químicos e biológicos. Os métodos individuais de tratamento são classificados como operações físicas unitárias ou processos químicos ou biológicos unitários. Nos sistemas de tratamento de esgotos essas operações e processos podem ser empregados nas mais variadas

combinações, buscando a solução que melhor se aplique aos objetivos propostos para o tratamento.[45,52]

Os métodos de tratamento que utilizam predominantemente as forças físicas são os primeiros métodos a serem empregados no tratamento de esgotos. Eles derivam da observação dos processos físicos da natureza e sua aplicação pode ter várias finalidades, tais como: a remoção de materiais grosseiros, de sólidos sedimentáveis, e areia; a medição e equalização de vazões ou a simples mistura, mantendo os materiais sólidos em suspensão. Vários processos e fenômenos físicos participam do tratamento, como a agregação/floculação das partículas, formando partículas maiores, favorecendo a sedimentação por ação da gravidade e os processos de remoção; a filtração para remoção de sólidos suspensos residuais mais finos remanescentes do tratamento e a transferência de gases, dentre outros.[45]

Os processos químicos unitários realizam o tratamento de esgotos por meio de reações químicas e normalmente são utilizados em conjunto com as operações físicas unitárias e os processos unitários biológicos. A aplicação de processos químicos normalmente resulta num aumento dos constituintes dissolvidos nos esgotos, em função da adição de produtos químicos para o tratamento. Este fator é bastante significativo e representa uma desvantagem em relação aos processos biológicos e às operações físicas, assim como o elevado custo de aquisição dos produtos químicos, porém, ele é um auxiliar eficiente nos processos de sedimentação por precipitação química e no desaguamento do lodo, com o emprego de polímeros. Os processos químicos podem ser empregados na floculação, precipitação química, correção de pH, oxidação química e cloração, dentre outras, sendo bastante empregados no desaguamento do lodo gerado e na cloração do efluente tratado.[38,45,52]

No processo de tratamento biológico, a estabilização da matéria orgânica é realizada biologicamente, através da ação de diversos microrganismos, especialmente bactérias, que utilizam a matéria orgânica presente nos esgotos como alimento necessário ao seu metabolismo. Neste

processo, os microrganismos convertem os componentes complexos dos esgotos em compostos mais simples, como gases, sais minerais e outros. Os processos biológicos empregados no tratamento de esgotos podem ser aeróbios, anaeróbios, anóxicos ou combinados entre si, porém, todos eles são derivados dos processos que ocorrem na natureza, e o ciclo aeróbio-anaeróbio é o exemplo mais comum. Nos processos biológicos, o tratamento é realizado em áreas e dispositivos projetados, onde as condições requeridas para o crescimento dos microrganismos envolvidos são controladas, favorecendo o desenvolvimento do processo de degradação biológica dos esgotos.[13,38,45,52]

Em função da eficiência das unidades, os processos de tratamento de esgotos podem ser classificados em preliminar, primário, secundário e terciário. Esta classificação também pode estar associada aos processos e operações adotados, sendo que o tratamento preliminar e o primário se referem às operações unitárias; o tratamento secundário se refere aos processos unitários físicos e químicos e o tratamento terciário se refere a uma combinação dos três.[38]

3.7.1. Tratamento primário

O tratamento de esgotos é normalmente precedido por um tratamento preliminar onde são removidos os constituintes do esgoto que podem causar manutenção ou problemas operacionais nas plantas de tratamento. As operações mais comuns no tratamento preliminar se destinam à remoção de sólidos grosseiros e areia, por exemplo, através de gradeamento e desarenadores.

No tratamento primário é removida uma parcela da matéria orgânica e dos sólidos em suspensão, geralmente por sedimentação ou peneiramento. O efluente do tratamento primário ainda contém uma grande concentração de matéria orgânica e normalmente necessita de um tratamento complementar. Sua maior aplicação é como precursor do tratamento secundário.

3.7.2. Tratamento secundário

O tratamento de esgotos convencional ou secundário é destinado principalmente à remoção dos orgânicos biodegradáveis e dos sólidos em suspensão. Os processos normalmente utilizados no tratamento secundário dos esgotos são os processos biológicos por lodos ativados, sistemas de lagoas, filtros biológicos, etc.[38,45,52]

3.7.3. Tratamento terciário

O tratamento avançado ou terciário dos esgotos tem por objetivo a remoção de poluentes específicos e/ou a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário, sendo utilizado para remover constituintes como nutrientes, organismos patogênicos e compostos tóxicos, além de matéria orgânica e sólidos em suspensão. Para tanto podem ser utilizados processos de coagulação química, floculação ou sedimentação seguida de filtração, desinfecção, troca iônica, membranas, osmose reversa, etc.[38,45,52]

3.7.4. Índices de tratamento de esgotos

A Tabela 15 apresenta um quadro da situação geral do Brasil e do Estado de São Paulo em relação à coleta e ao tratamento de esgotos. De acordo com os dados do IBGE, verifica-se que no Brasil 76% dos distritos não possuem nenhum sistema para tratamento de esgotos. No Estado de São Paulo, somente 55% das localidades possuem algum sistema de tratamento, ou seja, ainda há muito a ser feito elevar os índices de tratamento de esgotos, mesmo em São Paulo.

Tabela 15 – Panorama geral do tratamento de esgotos no Brasil no Estado de São Paulo

	TOTAL	SEM REDE COLETORA	COM COLETA DE ESGOTOS	COM TRATAMENTO DE ESGOTOS*						
				TOTAL	FB	LA	RA	VO	LAN	LAE
BRASIL	9.848	5.751	4.097	1.383	331	227	297	28	312	136
São Paulo	1.022	74	948	561	41	153	18	9	149	55

(*): FB: Filtro Biológico; LA: Lodos Ativados; RA: Reator anaeróbio; VO: Valo de oxidação; LAN: Lagoa anaeróbia; LAE: Lagoa aeróbia

Fonte: IBGE[39]

3.8. Composição dos esgotos

Os esgotos representam a parcela líquida dos resíduos produzidos por uma sociedade a partir dos usos da água empregados para as mais diversas finalidades. São formados, portanto, pelos despejos oriundos de residências, estabelecimentos comerciais, públicos, industriais, além de contribuições de águas superficiais, águas subterrâneas e águas pluviais, geralmente presentes. Os esgotos podem ser caracterizados em termos de sua composição física, química e biológica.[38,45,52]

3.8.1. Características físicas

As principais características físicas dos esgotos são cor, turbidez, odor, temperatura e matéria sólida.

3.8.1.1. Cor

A cor é proveniente de despejos industriais que utilizam corantes orgânicos e inorgânicos, despejos domésticos e do próprio decaimento natural da matéria orgânica. Um esgoto de origem doméstica apresenta a tonalidade acinzentada quando está "fresco", atingindo uma tonalidade preta quando o processo de digestão já foi iniciado, com decomposição parcial da matéria orgânica, caracterizando um esgoto "velho". A cor das águas está associada à presença de sólidos dissolvidos, principalmente matéria em estado coloidal orgânico e inorgânico. A presença de substâncias orgânicas em estado coloidal nas águas naturais é oriunda da decomposição de compostos orgânicos presentes em folhas. Os esgotos sanitários se caracterizam por apresentarem predominantemente matéria em estado coloidal, bem como os efluentes gerados em curtumes, em indústrias têxteis e de pigmentos, de papel e celulose e indústrias de madeira que apresentam, respectivamente, taninos, anilinas, lignina e celulose.[10,38,45,52,56]

3.8.1.2. Turbidez

A turbidez é também um parâmetro indicativo da qualidade das águas residuárias e está associada à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e detritos orgânicos (algas e

bactérias, plâncton em geral, etc). O aumento da turbidez nos esgotos tratados por processos aeróbios pode indicar problemas no reator biológico onde ocorre a floculação.[56]

Os parâmetros cor e turbidez não são normalmente utilizados na caracterização das águas residuárias, sendo mais comum a medição direta dos sólidos em suspensão e dissolvidos, porém, as águas residuárias tratadas por processos anaeróbios apresentam maior turbidez que aquelas tratadas aerobicamente, devido ao arraste de partículas ocasionado pelo movimento ascensional das bolhas de gases resultantes da fermentação.[56]

3.8.1.3. Odor

O odor dos esgotos está relacionado aos despejos industriais que podem conter contaminantes como o fenol, mercaptana, substâncias tanantes, etc, sendo principalmente provocado pelos gases produzidos pela decomposição da matéria orgânica, que varia com o seu estágio de decomposição. Um odor de mofo, razoavelmente suportável é característico de um esgoto "fresco"; o odor insuportável de ovo podre está associado a um esgoto "velho" ou séptico.[10,38,56]

3.8.1.4. Matéria sólida

A quantidade de matéria sólida presente nos esgotos é de apenas 0,1% de sólidos e pode ser oriunda de despejos domésticos e industriais, erosão do solo e vazão de infiltração.[45,52]

Os sólidos correspondem a toda a matéria que permanece como resíduo após as operações de evaporação, secagem ou calcinação de uma amostra sob determinadas condições. Essas operações definem as diversas frações dos sólidos: totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis. Nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e efluentes industriais, através das determinações das diversas frações de sólidos, obtém-se um quadro geral das partículas em relação ao seu tamanho (sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos) e com relação a natureza (fixos ou minerais e voláteis ou orgânicos). Essas determinações possibilitam associações

importantes, por exemplo, a concentração de sólidos voláteis indica a presença de compostos orgânicos. Essas informações são muito úteis no controle operacional de sistemas de tratamento de esgotos. Nos processos biológicos de tratamento, a concentração de sólidos em suspensão voláteis nos lodos dos reatores é utilizada para se estimar a concentração dos microrganismos decompositores da matéria orgânica. Esta analogia é possível pois "as células vivas são, em última análise, compostos orgânicos e estão presentes em grandes quantidades em relação à matéria orgânica morta nos tanques de tratamento biológico de esgotos". Esta informação permite estimar a fração ativa da biomassa presente no reator.[56]

Outro parâmetro operacional importante é o IVL (índice volumétrico de lodo), que permite avaliar as condições de sedimentabilidade dos lodos. O IVL é definido como a relação entre a concentração de sólidos sedimentáveis e de sólidos em suspensão, expresso em mL/g. Os processos de lodos ativados convencionais em boas condições de funcionamento apresentam IVL em torno de 100, sendo que para lodos com boas condições de sedimentabilidade esses valores tendem a ser baixos.[56]

3.8.1.5. Temperatura

A temperatura é mais elevada que a das águas de abastecimento e normalmente acima da temperatura do ar. Ela afeta a atividade biológica dos microrganismos presentes nos esgotos e conseqüentemente a produção de gás. A temperatura tem grande efeito sobre a vida aquática e sua elevação estimula a atividade biológica, resultando em consumo de oxigênio, além de favorecer o florescimento de fungos e plantas aquáticas indesejáveis. O aumento da temperatura provoca o aumento da velocidade das reações, em particular as de natureza bioquímica de decomposição de matéria orgânica. Por outro lado, diminui a solubilidade dos gases dissolvidos, em particular o oxigênio, base para a decomposição aeróbia.[10,45,52]

3.8.2. Características químicas

Os constituintes químicos dos esgotos podem ser orgânicos (cerca de 70%) e inorgânicos. No grupo dos orgânicos, normalmente constituídos de

uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio (e em alguns casos nitrogênio), estão presentes os carboidratos, gorduras, óleos e graxas, proteínas, alguns poluentes prioritários, surfactantes e os compostos orgânicos voláteis, todos oriundos de despejos domésticos ou industriais. Os fenóis são de origem industrial e os pesticidas são oriundos de resíduos agrícolas.[45]

No grupo dos inorgânicos, formado principalmente pela presença de areias e de substâncias minerais dissolvidas, estão presentes os cloretos, oriundos dos resíduos domésticos, da água de abastecimento público e da infiltração; os metais pesados, que são provenientes basicamente de despejos industriais, estando também presentes, o nitrogênio, o fósforo, o enxofre e alguns poluentes prioritários.[38,45,52]

3.8.2.1. pH

O pH influi em diversos equilíbrios químicos que ocorrem na natureza ou em processos unitários de tratamento de água.

Determinadas condições de pH contribuem para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como os metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre a solubilidade dos nutrientes, sendo que nos ecossistemas formados nos tratamentos biológicos de esgotos, o pH neutro corresponde à formação de um ecossistema mais diversificado e um tratamento mais estável.

As alterações do pH indicam situação de desequilíbrio nos reatores biológicos, por exemplo, a acidificação do meio é acusada pelo decréscimo do pH do lodo, que pode ter inúmeras causas, porém, denota que os ácidos orgânicos voláteis produzidos pelas bactérias acidificadoras não estão sendo utilizados pelas metanobactérias. Nessas condições, "o decréscimo do valor do pH que a princípio funciona como indicador do desequilíbrio, passa a ser a causa se não for corrigido a tempo".[56]

No tratamento físico-químico de esgotos e efluentes industriais, vários são os exemplos de reações que dependem do pH: a precipitação química

de metais pesados ocorre em pH elevado; a redução do cromo hexavalente à forma trivalente ocorre em pH baixo; a oxidação química de fenóis em pH baixo; a quebra de emulsões oleosas mediante acidificações; o arraste de amônia convertida à forma gasosa mediante elevação do pH, etc.[56]

3.8.2.2. Acidez

Acidez de uma água é definida como a sua capacidade quantitativa de reagir com uma base forte até um valor designado de pH, devido à presença de ácidos fortes (ácidos minerais: clorídrico, sulfúrico, nítrico, etc); ácidos fracos (orgânicos: ácido acético, por exemplo e inorgânicos: ácido carbônico) e, sais que apresentam caráter ácido(sulfatos de alumínio e ferro, por exemplo).[56]

A grande importância no controle da acidez das águas reside nos estudos de corrosão, que pode ser provocada tanto pelo gás carbônico (presente em águas naturais), como pelos ácidos minerais (presentes em efluentes industriais). A acidez quantificada em termos de mg $CaCO_3$/L é utilizada no controle dos processos biológicos de tratamento. A concentração de ácidos voláteis nos reatores anaeróbios deve ser mantida baixa, pois o acúmulo de ácidos no sistema leva a uma queda do pH, indicando condição de desequilíbrio entre a fase de fermentação ácida e a metanogênese, caracterizada pela utilização dos ácidos voláteis pelas metanobactérias. Quando o crescimento das bactérias metanogênicas é inibido ocorre o acúmulo de ácidos voláteis no reator.[56]

3.8.2.3. Alcalinidade

A alcalinidade de uma amostra de água é definida como a "sua capacidade quantitativa de reagir com um ácido forte até um valor designado de pH".[56]

O controle da alcalinidade é um importante fator de segurança na operação de digestores anaeróbios de lodo, pois a presença de alcalinidade de bicarbonatos elevada, produz efeito tampão suficiente para impedir a queda do pH em caso de desequilíbrios. Com o desenvolvimento de reatores

anaeróbios para o tratamento de esgotos, esse conceito associado à alcalinidade evoluiu, sendo praticada a operação de reatores em faixas mais baixas de pH, porém desde que a relação alcalinidade/ácidos voláteis mantenha-se elevada. A alcalinidade é responsável pela precipitação de carbonatos, principalmente em sistemas de água quente, provocando a formação de incrustações.[56]

3.8.2.4. Sulfatos

O sulfato é o ânion SO_4^{-2}, um dos mais abundantes íons da natureza. Sua presença nos esgotos provoca a ocorrência de corrosão nos coletores de esgoto de concreto, além de problemas relacionados ao odor do gás sulfídrico em redes coletoras, além de exercer efeito tóxico, tendo sido responsável por acidentes com operadores irregulares em relação à questões de segurança.[56]

O sulfato também pode acarretar problemas aos processos de tratamento anaeróbio de efluentes, pois os sulfatos, quando reduzidos a sulfetos, intoxicam as metanobactérias e as sulfobactérias competem com as metanogênicas pelo uso do substrato, que são os ácidos voláteis.

Os limites máximos de sulfeto nos efluentes que permitam o emprego de tecnologia anaeróbia de tratamento não são seguramente conhecidos e desta forma, os processos de tratamento em dois estágios têm sido preferencialmente adotados, com a precipitação química do sulfeto após a redução do sulfato a sulfeto[56].

3.8.2.5. Sulfetos

O sulfeto nos esgotos é decorrente da presença de sulfato em condições anaeróbias. O sulfato também pode ser gerado a partir da decomposição biológica da matéria orgânica contendo enxofre, sendo que vários efluentes industriais contribuem para o lançamento de sulfeto no sistema, por exemplo, os curtumes, as indústrias de celulose e refinarias de petróleo.

O sulfeto provoca problemas de toxicidade aguda em operadores do sistema de esgotamento sanitário e também é responsável pela corrosão de estruturas, especialmente a de cimento, reduzindo a sua vida útil.

Nos processos de tratamento biológico por lodos ativados, o sulfeto pode provocar intumescimento filamentoso do lodo, além de ter efeito inibidor sobre os processos anaeróbios de tratamento de efluentes, porém sua presença exerce efeito antagônico sobre a toxicidade de metais pesados, pois "sendo os sulfetos metálicos bastante insolúveis, precipitam-se mutuamente, diminuindo os efeitos tóxicos de ambos, por se tornarem indisponíveis."[56]

3.8.2.6. Cloretos

A presença de cloreto nos esgotos sanitários é decorrente da urina, onde são expelidos 6g/d de cloreto por pessoa, resultando uma concentração de 15 mg/L de cloretos nos esgotos. São também fontes de cloreto nos esgotos os efluentes industriais provenientes de indústrias de petróleo, farmacêuticas e curtumes. O cloreto provoca interferências no tratamento anaeróbio dos efluentes, além de provocar corrosão em estruturas hidráulicas.[56]

3.8.2.7. Metais pesados

"Metais pesados são elementos químicos que apresentam número atômico superior a 22. Também podem ser definidos por sua singular propriedade de serem precipitados por sulfetos. Entretanto, a definição mais difundida é aquela relacionada com a saúde pública: metais pesados são aqueles que apresentam efeitos adversos à saúde humana".[56]

A presença de metais pesados nos esgotos é devida aos lançamentos de efluentes industriais gerados por indústrias extrativistas de metais, de tintas e pigmentos e especialmente galvanoplastias. Também podem apresentar contribuições significativas de metais pesados, os efluentes de indústrias químicas, indústrias de couro, peles e derivados, indústria do ferro e do aço, lavanderias e indústrias de petróleo.

Os metais pesados em pequenas concentrações podem causar efeitos deletérios à saúde humana, atingindo o homem por diversos meios, tais como, a água, o ar ou o sedimento presente no fundo dos corpos d'água. Através da biota aquática os metais também podem atingir o homem, pois alguns deles são acumulados ao longo da cadeia alimentar, tais como o chumbo e o cádmio solúvel, que se acumulam preferencialmente em macroinvertebrados, fito e zooplancton e em peixes; já o mercúrio solúvel se acumula mais intensamente em peixes.

Os metais pesados, por serem tóxicos, podem causar sérios prejuízos aos ecossistemas aquáticos naturais e aos sistemas biológicos de tratamento de esgotos. Desta forma, seu lançamento na rede pública ou em corpos d'água deve ser cuidadosamente controlado, obedecendo às exigências da legislação específica para esta finalidade.

A seguir serão descritos alguns metais, de acordo com os estudos realizados por Piveli:[56]

- Chumbo

O chumbo está presente no ar, no tabaco, nas bebidas e até alimentos, quando contaminados pela embalagem. Sua principal fonte são os efluentes industriais das indústrias de baterias, bem como o uso indevido de tintas, tubulações e acessórios à base de chumbo. Provoca um envenenamento crônico denominado saturnismo, com sérias conseqüências para o sistema nervoso central. Seu lançamento em corpos d'água pode ser fatal aos peixes e outros organismos aquáticos em determinadas concentrações.

- Cádmio

As principais fontes de cádmio são os efluentes industriais provenientes de galvanoplastias e inseticidas. Não é conhecido nenhum efeito benéfico ou essencial do cádmio para os seres vivos, mas alguns estudos demonstram que pode causar anemia, retardamento do crescimento

e morte; apresenta efeito agudo e crônico, e se concentra nos rins, pâncreas e tireóide.

- Arsênio

O arsênio é utilizado como inseticida, herbicida, fungicida, na indústria de preservação de madeira e em atividades relacionadas com a mineração e com o uso industrial de certos tipos de vidros, tintas e corantes. Apresenta efeito cumulativo e é reconhecidamente carcinogênico.

- Selênio

O selênio é tóxico para os homens e animais, aumenta a incidência de cáries dentárias e suspeita-se que seja potencialmente carcinogênico.

- Mercúrio

O mercúrio, largamente utilizado nos garimpos, nos processos de extração de ouro, é um sério problema de saúde ocupacional ocasionado pela inalação de vapor de mercúrio pelos garimpeiros. Constitui-se também num grave problema ambiental, pois é descarregado nas águas sem nenhuma precaução. O mercúrio também é utilizado na produção de cloro e soda, de praguicidas "mercuriais", além de ser utilizado nas indústrias de produtos medicinais, desinfetantes e pigmentos.

É altamente tóxico ao homem, apresenta efeito cumulativo e provoca lesões cerebrais. Também provoca sérios efeitos sobre os ecossistemas aquáticos.

- Níquel

O níquel é bastante utilizado em galvanoplastias. Embora não existam muitos estudos em relação à toxicidade do níquel, ele é comprovadamente um elemento carcinogênico, além de provocar efeitos tóxicos aos organismos de água doce, levando à morte dos peixes por asfixia.

- Zinco

O zinco é também utilizado em galvanoplastias na forma metálica e de sais como cloreto, sulfato, cianeto, etc. O zinco em quantidades

adequadas é elemento essencial e benéfico para o organismo humano. Seus efeitos tóxicos sobre as algas e os peixes são bastante conhecidos, agindo especialmente sobre o sistema respiratório dos peixes.

- Cobre

O cobre em determinadas concentrações pode provocar intoxicações humanas com lesões no fígado, porém, em pequenas quantidades é até "benéfico ao organismo humano, catalisando a assimilação do ferro e seu aproveitamento na síntese da hemoglobina do sangue, facilitando a cura de anemias. Para os peixes, pode ser extremamente nocivo em concentrações elevadas, podendo levar à morte". O cobre em sua forma de sulfato de cobre é um poderoso algicida em determinadas concentrações (0,5 mg/L).

A Tabela 16 apresenta as concentrações típicas dos metais em esgotos domésticos

Tabela 16 - Concentrações típicas de metais originários de fontes domésticas

Poluente	Concentração média (µg/L)
Cádmio	3
Cromo	50
Cobre	61
Chumbo	49
Níquel	21
Zinco	175
Arsênio	30
Mercúrio	0,3
Prata	5

Fonte: USEPA[78] (1987)

3.8.2.8. Nitrogênio

A presença de nitrogênio nas águas naturais é decorrente de várias fontes, porém a principal delas provém do lançamento dos esgotos sanitários, que apresentam nitrogênio orgânico pela presença de proteínas, e nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela uréia na água.

Outras fontes de nitrogênio são a própria atmosfera e, em áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados, também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio em corpos d'água.

O nitrogênio pode ser encontrado nas águas na forma de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, produzidos em função das transformações que o nitrogênio sofre, conforme seu ciclo na natureza. Os compostos de nitrogênio são nutrientes para os processos biológicos nas águas naturais e quando são descarregados em conjunto com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, podem ocasionar a eutrofização dos corpos d'água, podendo comprometer seus usos.

A redução do aporte de nitrogênio é dificultada em função da multiplicidade das fontes e da dificuldade de controle, como por exemplo, a fixação do nitrogênio atmosférico por algumas algas, e desta forma, torna-se preferível controlar as fontes de fósforo.

As plantas de tratamento empregadas no Brasil não estão capacitadas para a remoção de nutrientes e acabam contribuindo para o seu lançamento em grandes quantidades nos corpos receptores de efluentes.

O controle de nitrogênio nos reatores biológicos das estações de tratamento é necessário para possibilitar o crescimento celular sem limitações nutricionais. Desta forma, a relação DBO:N:P mínima é de 100:1:5 e pelo menos de 350:7:1 em reatores anaeróbios. No tratamento de esgotos sanitários, estes nutrientes se encontram em, excesso, porém, em plantas destinadas ao tratamento de efluentes industriais, por exemplo, celulose,

pode ser necessário a adição de nutrientes ao sistema para atender a demanda necessária. [56]

Os nitratos são tóxicos e podem causar a metahemoglobina infantil, que é letal para crianças. A amônia é altamente tóxica à vida aquática e ao ser oxidada biologicamente consome OD das águas naturais (DBO de segundo estágio)[56].

3.8.2.9. Fósforo

A presença de fósforo nas águas naturais é devida, principalmente ao lançamento de esgotos sanitários. O fósforo contido nos esgotos tem sua principal fonte nos detergentes domésticos superfosfatados, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas.

Alguns efluentes industriais apresentam elevadas concentrações de fósforo, como os efluentes de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouro, frigoríficos e laticínios, além das águas drenadas em áreas agrícolas, devido à aplicação de fertilizantes no solo.

Analogamente ao nitrogênio, o fósforo associado a outros nutrientes pode provocar a eutrofização dos corpos d'água, que ao atingirem níveis hipereutróficos, passam a apresentar plantas aquáticas superiores (macrófitas), que comprometem os usos múltiplos da água, além de se constituírem em habitat adequado aos planorbídeos (caramujo hospedeiro intermediário do verme causador da esquistossomose)[56].

3.8.3. Características biológicas

Os principais constituintes biológicos dos esgotos são as bactérias, os fungos, os protozoários, os vírus e as algas. Dentre eles, as bactérias têm um papel fundamental na decomposição e estabilização da matéria orgânica, atuando tanto nos ambientes naturais, como os rios, como nas unidades de tratamento biológico dos esgotos.[38]

As algas também desempenham um importante papel no ambiente aquático, pois são responsáveis pela produção de grande parte do oxigênio

dissolvido do meio, porém, não exercem nenhuma atividade nos processos convencionais de tratamento, podendo até ser um inconveniente decorrente do tratamento, pois o lançamento do esgoto tratado nos corpos d'água pode elevar a concentração de nutrientes no mesmo, especialmente nitrogênio e fósforo, que são utilizados como alimentos pelas algas, promovendo uma proliferação excessiva de algas, a eutrofização, que interfere nos usos da água. Porém, nos processos de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização fotossintéticas, as algas podem ser uma fonte natural de oxigênio para os microrganismos heterotróficos que realizam a decomposição da matéria orgânica.[65]

3.9. O sistema integrado de esgotos da RMSP e o recebimento de efluentes não domésticos - END

O sistema integrado de esgotos da RMSP foi concebido para receber os esgotos domésticos conjuntamente com os esgotos não domésticos em um sistema unificado e conta com cinco estações de tratamento que adotam o processo de lodos ativados convencional.

Para a execução das obras que compreendem o sistema integrado, foram estabelecidos programas específicos e mais recentemente, em 1992, com a implantação do Projeto Tietê, obteve-se a garantia da continuidade das obras do sistema de esgotamento sanitário da RMSP. Na 1ª etapa do Projeto (de 1992 a 1998), foi investido R$ 1,1, bilhão, e os empreendimentos concentraram-se nas obras de execução/ampliação das estações de tratamento de esgotos e para a execução de 250 mil ligações domiciliares, 1.500 km de redes coletoras, 315 km de coletores-troncos e 37 km de interceptores, de modo que em 1998 o sistema integrado de esgotos da RMSP passou a operar cinco grandes estações de tratamento de esgotos, com capacidade nominal instalada de 18m³/s, assim distribuída:[66]

- Estação de Tratamento de Esgotos ABC: = 3,0 m³/s
- Estação de Tratamento de Esgotos Barueri: = 9,5 m³/s
- Estação de Tratamento de Esgotos Parque Novo Mundo: = 2,5 m³/s

- Estação de Tratamento de Esgotos São Miguel: = 1,5 m^3/s
- Estação de Tratamento de Esgotos Suzano: I = 1,5 m^3/s

Com a conclusão da 1ª etapa do Projeto Tietê, as estações de tratamento de esgotos passaram a operar com uma capacidade ociosa instalada, pois as obras voltadas para as interligações de esgotos e para a ampliação do sistema de interceptação não foram contempladas na sua totalidade durante a 1ª etapa do programa, e estão em execução atualmente, na 2ª etapa do Projeto que teve início no ano de 2002 com investimentos previstos em R$ 400 milhões, a serem aplicados na execução de 290 mil ligações domiciliares, 1.200 km de redes coletoras, 107 km de coletores-troncos e 33 km de interceptores de esgotos.

Para a utilização dessa capacidade ociosa instalada, as ações previstas no PREND – Programa de Recebimento de Efluentes Não Domésticos da SABESP, foram intensificadas, no sentido de que fossem executadas as ligações industriais nas redes coletoras drenantes para as estações de tratamento.

O PREND foi criado com o objetivo de regulamentar o recebimento de efluentes não domésticos no sistema público de esgotos, a partir de estudos específicos que definiram os critérios para aceitação desses efluentes, bem como os procedimentos de cobrança e monitoramento.

De acordo com Sapia[71] esses estudos foram baseados em levantamentos realizados a partir da década de 70, para cadastramento e caracterização das fontes geradoras de END, que culminaram em 1991 com a classificação dos estabelecimentos mais representativos, segundo a matéria prima utilizada e o produto manufaturado, que deu origem a uma classificação denominada *Categorização PREND*, em utilização até os dias atuais, conforme a Tabela 17.

Para cada categoria elencada no PREND, foi estabelecido um fator de poluição, utilizado na cobrança pelos serviços de coleta e tratamento de esgotos. O modelo tarifário aplicado pela operadora do sistema de esgotos

está baseado no princípio de cobrança pelo custo do serviço prestado, tarifando os efluentes pela quantidade, expressa pelo volume, e pela qualidade, definida por parâmetros que a representam. Para a cobrança de efluentes não domésticos o modelo baseia-se na sobretarifa, isto é, são cobrados os valores que excederem as concentrações verificáveis no esgoto doméstico, nos parâmetros avaliados. Os parâmetros utilizados para efeito de cobrança são os considerados no dimensionamento dos componentes do sistema de esgoto e nos elementos que interferem na sua operação, que são Volume, DBO, DQO e SST, passíveis de mensuração.[40]

Tabela 17 – Categorização PREND

Código IBGE/CNAE	**RAMOS DE ATIVIDADE**
10 / 26	Indústria de Produtos Minerais não metálicos
11 /27	Indústria Metalúrgica
12 / 29	Indústria Mecânica
13 / 32	Indústria de Material Elétrico e Comunicação
14 / 34	Indústria de Material de Transporte
15 / 20	Indústria de Madeira
16 / 36	Indústria do Mobiliário
17 / 21	Indústria do Papel e do Papelão
18 / 25	Indústria da Borracha
19 / 19	Indústria de Couro, Peles e Produtos Similares
20 / 24	Indústria Química
21 / 21	Indústria de Produtos Farmacêuticos e veterinários
22 / 24	Indústria de perfumaria, sabões e velas
23 / 25	Indústria de Produtos de matéria plástica
24 / 17	Indústria Têxtil
25 / 18	Indústria do vestuário, calçados, artefatos de tecidos
26 / 15	Indústria de produtos alimentares
27 / 15	Indústria de bebidas e álcool etílico
28 / 16	Indústria de fumo
29 / 22	Indústria editorial e gráfica
30 / 36	Indústrias Diversas
34 / 45	Construção Civil
35 / 36	Serviços Industriais de Utilidade Pública
41.5/ 50	Posto de Gasolina
41.8 / 52.1	Supermercados
54 / 93	Serviços Domiciliares

Fonte: Comunicado 06/93[70]

O recebimento desses efluentes representa vantagens para a empresa operadora do sistema de coleta e tratamento pois haverá aumento da arrecadação decorrente da cobrança pelos serviços prestados, além do aproveitamento da capacidade ociosa de suas instalações, contando ainda com a vantagem da economia de escala e da diluição dos efluentes em seu sistema de transporte.

Para as indústrias as vantagens do tratamento de seus efluentes pelo sistema público se referem ao repasse de uma grande parte de sua responsabilidade para a operadora, assim como poderá haver uma redução de seu custo operacional na medida em que passam a contar com a já mencionada economia de escala, e também passarão a atender as exigências da legislação ambiental vigente em relação ao tratamento e destinação final dos resíduos líquidos gerados em seus processos produtivos.

O tratamento conjunto dos efluentes domésticos e não domésticos pelo sistema público de esgotos também facilita aos órgãos ambientais a tarefa de fiscalização das fontes poluidoras, pois ao invés de fiscalizar cada um dos estabelecimentos que realizariam despejos de efluentes nos corpos d'água, passam a fiscalizar somente o lançamento dos efluentes tratados das estações que recebem para tratamento em suas instalações essas contribuições individuais.

A capacidade do sistema público de esgotos para o recebimento de cargas provenientes de outras fontes, com características distintas dos esgotos de origem doméstica, deve levar em consideração a legislação vigente. O Decreto Estadual nº 8468 que aprova o regulamento da Lei nº 997 de 31 de Maio de 1976, relativa à prevenção e ao controle da poluição do meio ambiente, estabelece em seus artigos 19, 19A, 19B, 19C, 19 D e 19F, os limites e outras condições afetas ao recebimento de efluentes das fontes poluidoras no sistema público de esgotos. O Artigo 18 deste mesmo Decreto estabelece os limites de emissão do efluente das ETEs nos corpos d´água; da mesma forma, a Resolução CONAMA 357 de 17 de março de

2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água, também estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes para lançamento em corpos d'água. Outros aspectos a serem considerados no recebimento de efluentes não domésticos nas ETEs se referem aos usos previstos para o lodo e o efluente final da estação, que terão exigências de qualidade específicas de acordo com sua destinação final e aplicações futuras. A todos esses itens, somam-se ainda outras variáveis que contemplam a proteção aos sistemas biológicos de tratamento e a saúde do ocupacional dos operadores de sistemas de coleta e tratamento de esgotos.

O cenário descrito anteriormente para a RMSP, levava ao entendimento de que as estações de tratamento de esgotos possuíam instalações e equipamentos disponíveis para o recebimento de um aporte maior de cargas, porém diante das limitações da legislação e dos propósitos estabelecidos para o lodo produzido nas estações de tratamento, cuja destinação final prevista estabelecia a sua utilização na agricultura e, com o desenvolvimento de estudos visando a disponibilização do efluente final das estações de tratamento para reúso, tornou-se necessário a realização de estudos que possibilitassem a determinação do limite de ocupação dessa capacidade ociosa pelos efluentes não domésticos, para garantir o atendimento às demandas de qualidade do lodo e do efluente final, além de outras exigências já implícitas ao tratamento de esgotos, relativas à proteção aos processos biológicos de tratamento e à saúde do operador dos sistemas.

3.10. Mensuração da capacidade das ETEs

Existem vários critérios para mensurar a capacidade do sistema público de esgotos para o recebimento de novas cargas, que vão desde os testes de bancada, montagem de pilotos e outros ensaios em escala real, até a caracterização físico-química dos efluentes não domésticos e uma simples comparação dos resultados com os limites impostos pela legislação pertinente.

Sapia[71] apresenta a descrição dos testes de toxicidade mais usuais aplicados aos processos biológicos de tratamento, e o seu emprego permite avaliar o "efluente como um todo, pelos efeitos observados sobre os organismos-teste, onde já se traduz o resultado das ações aditivas, sinérgicas e antagônicas das substâncias bio-disponíveis que o compõe", configurando-se, portanto, numa valiosa ferramenta para a avaliação da viabilidade do recebimento de determinado efluente não doméstico no sistema público de esgotos.

A legislação paulista para o controle da poluição do meio ambiente estabelece a obrigatoriedade do lançamento na rede pública dos efluentes de qualquer fonte poluidora, desde que provida de sistema de tratamento adequado, assim como estabelece os limites para o lançamento desses efluentes no sistema de esgotos, descritos pelo Decreto Estadual n° 8468[76] de 08/09/1996, em seus artigos 19 e 19A, respectivamente.

De acordo com Sampaio[72], os limites máximos estabelecidos pela referida legislação para as substâncias potencialmente prejudiciais aos sistemas de coleta e tratamento, foram adotados tomando-se como base estudos realizados na década de 50 pela Environmental Protection Agency – EPA, que se baseou no critério da melhor tecnologia de pré-tratamento disponível na época, alem de não levar em consideração a diluição desses efluentes no sistema de coleta e interceptação de esgotos, evidenciando a necessidade de que esses limites sejam revistos, uma vez que a tecnologia hoje existente para o tratamento/pré-tratamento de efluentes sofreu uma evolução significativa no período transcorrido até os dias atuais.

Desta forma, os efluentes não domésticos podem apresentar características tais que, ainda que atendam aos limites de lançamento estabelecidos pela lei, possam vir a causar danos ao sistema público de esgotos, sendo que o inverso também é verdadeiro, ou seja, o efluente apresenta características em desacordo com os padrões estabelecidos pelo Artigo 19A e seu lançamento não causará qualquer tipo de dano, quando recebido pelo sistema de coleta e tratamento de esgotos.[73]

Por estas razões, a simples comparação das características físico-químicas de um efluente com os limites legais, não representa a efetiva garantia de proteção aos sistemas de esgotamento sanitário. Um aspecto positivo da legislação é que ela permite que o responsável pela operação dos sistemas de tratamento seja mais ou menos restritivo para alguns dos seus parâmetros, indicados em seu Artigo 19A, parágrafo 1°.

A partir do acordo de cooperação técnica estabelecido entre a SABESP e a Environmental Canadá, Sampaio et al[73] propôs uma metodologia que possibilita essa avaliação, mediante a utilização de um modelo matemático que permite a simulação do comportamento da estação de tratamento a partir do aporte de cargas em seu afluente. A utilização desta ferramenta possibilita o estabelecimento de **limites locais,** particularizados para cada estação de tratamento, a partir dos dados e condições operacionais da ETE, dos limites teóricos de toxicidade estabelecidos pela literatura e dos limites legais.

3.10.1. Determinação dos limites locais das estações de tratamento

A avaliação da capacidade das ETEs para o recebimento de novas cargas, por exemplo, o chorume produzido nos aterros da RMSP, será feita em função da máxima carga que a estação pode receber sem prejuízos aos processos biológicos de tratamento e ao meio ambiente, considerando-se que o lodo e o efluente da estação terão uma qualidade tal que permita sua disposição final adequada, sem causar danos ambientais.

Nesta pesquisa, os "limites locais" ou "cargas máximas admissíveis" no afluente das estações de tratamento, serão estimados com o auxílio do modelo matemático "TOXCHEM+", que simula a estação de tratamento.

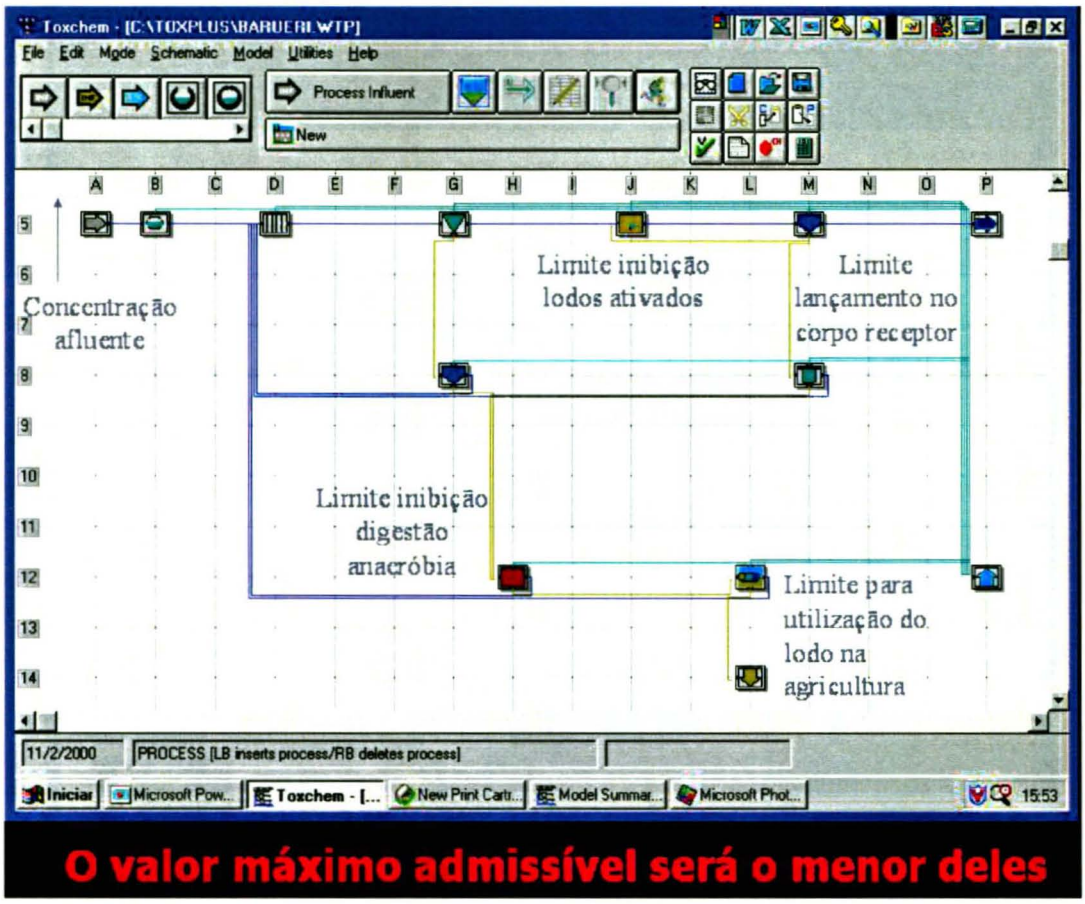
Através deste modelo é possível verificar o destino das substâncias presentes nos esgotos das plantas de tratamento, pois ele possui mecanismos para simular a volatilização, biodegradação e partição de sólidos na planta. É um programa interativo e oferece mecanismos para construir o diagrama esquemático da estação de tratamento, pois apresenta

um leque enorme de opções relativas aos componentes unitários do tratamento, permitindo vários arranjos, podendo ser alimentado com dados específicos ou pré-definidos. O programa permite a modelagem para um ou mais contaminantes.[30]

Após a montagem do diagrama da estação e alimentação do programa com os dados específicos da ETE em estudo, escolhe-se um poluente para dar início às simulações. Admitindo-se um valor aleatório de concentração no afluente para a substância em estudo, "roda-se" o programa e compara-se a concentração desse poluente em cada unidade do tratamento com os limites teóricos pré-estabelecidos para eles. Por exemplo, o programa calcula qual é a concentração de um determinado metal no afluente do tanque de aeração, após receber o tratamento primário. A concentração desse metal na entrada do tanque de aeração deve ser comparada com o valor de referência, que neste caso é o limite de inibição ao tratamento biológico. O processo consiste em aumentar-se gradativamente a concentração do poluente no afluente da estação, até que seja atingido o limite teórico para cada uma das variáveis analisadas (lodo, efluente, toxicidade). O valor máximo admissível será o menor deles, pois a partir daí poderá haver comprometimento do sistema quanto aos processos biológicos de tratamento, à qualidade do lodo ou do efluente final.

A Figura 12 mostra o esquema da ETE Barueri montado pelo modelo, apontando para cada equipamento da ETE os limites de referência adotados na simulação.

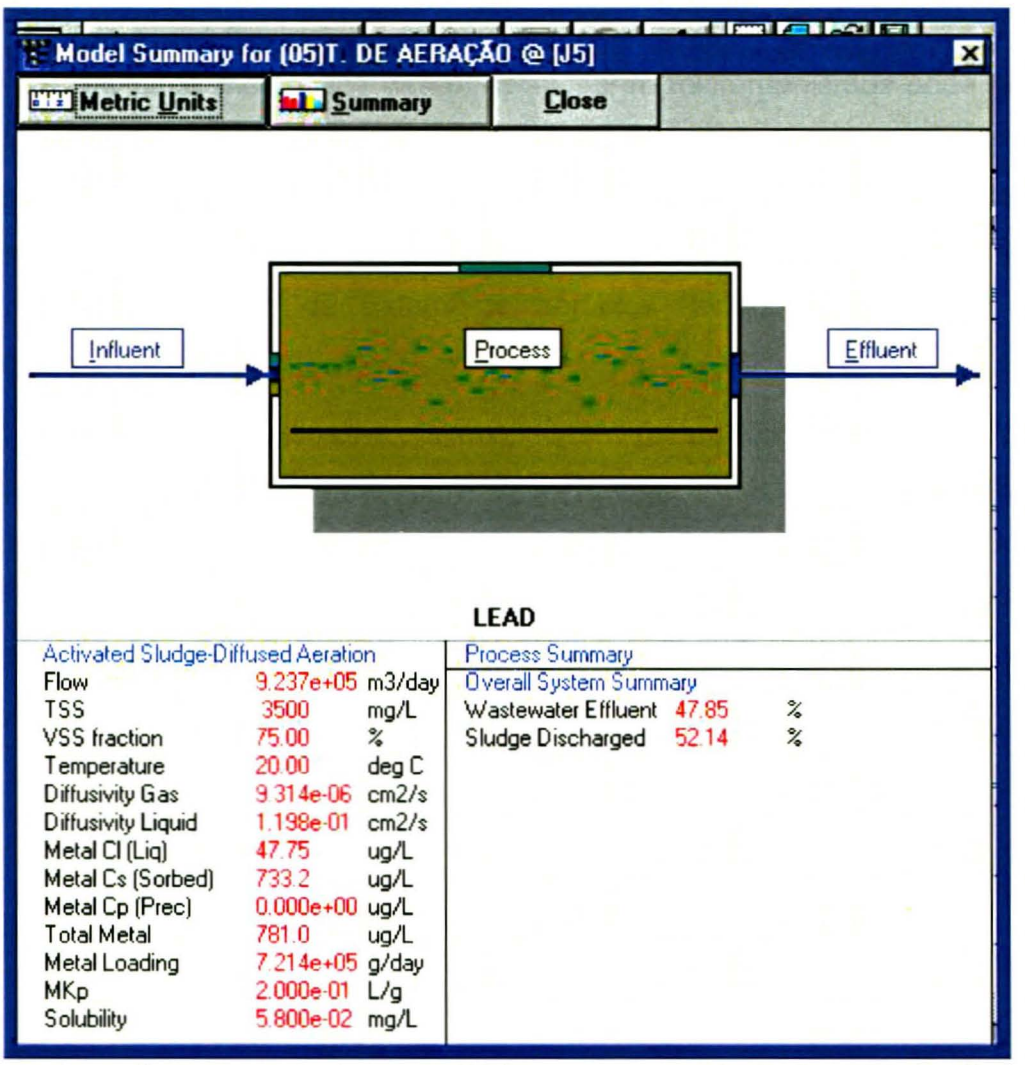
Figura 12 – Representação esquemática da ETE Barueri-TOXCHEM+



O valor máximo admissível será o menor deles

A Figura 13 apresenta a tela do modelo para o tanque de aeração. A linha onde se lê "Total Metal" apresenta o valor da concentração do metal avaliado no afluente ao tanque de aeração. Este valor deve ser comparado ao limite de toxicidade e deve permanecer sempre inferior a ele, pois de outra forma, poderá haver inibição ao processo de tratamento biológico em função da elevada concentração deste metal.

Figura 13– Representação esquemática do tanque de aeração pelo TOXCHEM+



A seguir serão apresentados os critérios para o estabelecimento dos limites de toxicidade e de qualidade, bem como as exigências legais, utilizados como referência na determinação dos limites locais.

3.10.2. Limites de toxicidade ao reator biológico, qualidade requerida e exigências legais

3.10.2.1. Limites de proteção aos sistemas biológicos de tratamento

Os processos biológicos de tratamento são realizados pela ação dos microrganismos presentes nos esgotos que promovem a degradação da matéria orgânica através da sua utilização para obtenção de energia para suas atividades e como fonte de matéria prima para sua reprodução, ou seja, esses microorganismos obtém nutrientes e energia pela progressiva

estabilização e eventual mineralização dos compostos orgânicos dos despejos, em condições ambientais adequadas.[55,60,75]

A atividade metabólica das populações de microrganismos pode ser afetada em função da presença de determinadas substâncias tais como metais pesados, sulfetos, cianetos, amônia e outros, que promovem um desequilíbrio do meio e que em determinadas concentrações podem levar ao colapso dos sistemas de tratamento aeróbios (tanque de aeração) e anaeróbios (digestor).[79]

Para a proteção desses sistemas foram realizados diversos estudos buscando o estabelecimento de limites de concentração para diversos poluentes. Helou[36] apresenta os limites inibitórios para o sistema de lodos ativados, para compostos inorgânicos (Tabela 18) e orgânicos (Tabela 19), obtidos por diversos pesquisadores, ressaltando que eles variam numa faixa muito grande de valores.

Tabela 18 – Limites dos efeitos inibitórios de compostos inorgânicos em lodos ativados e processo de nitrificação

Composto	Lodos ativados (mg/L)	Nitrificação (mg/L)	Digestão anaeróbia (mg/L)
Amônia	480 (1) (*)		1500 – 8000 (1) 1500 – 3000 (2) 1500 (*)
Arsênio	0,1 (1) 0,04 – 0,2 (2)	1,5 (1) (*)	1,6 (1) (*) 0,1 – 1 (2)
Boro	0,05 – 10 (2) 0,05 (*)		2 (2) (*)
Cádmio	1 – 10 (1) 0,5 – 10 (2) 1 (*)	5,2 (1) (*) 5 – 9 (2)	20 (1) (*) 0,02 - 1 (2)
Cálcio	2500 (2) (*)		
Cloretos		180 (1) (*)	20000 (2) (*)
Cromo total	1 – 100 (1) 0,1 – 20 (2) 1 (*)	0,25 – 1,9 (1) 0,25 – 1 (2) 0,25 (*)	1,5 – 50 (2) 110 (*)
Cromo hexavalente	1 (1) (*) 10 (3)	1 – 10 (1) 0,25 (3) 1 (*)	110 (1) (*)
Cromo trivalente	10 – 50 (1) 15 – 50 (3) 10 (*)		130 (1) (*)
Cobre	1 (1) (*) 0,1 – 1 (2) 1 (3)	0.05 – 0,48 (1) 0,05 (*)	40 (1) (*) 0,5 – 100 (2)
Cianeto	0,1 – 5 (1) 0,05 – 20 (2) 0,1 – 5 (3) 0,1 (*)	0,34 – 0,5 (1) 0,3 – 20 (2) 0,34 (*)	1 – 100 (1) 0,1 – 4 (2) 4 (*)
Iodeto	10 (1) (*)		
Ferro	5 – 500 (2) 50 (*)		5 (2) (*)
Chumbo	0,1 – 100 (1) 0,1 – 10 (2) 0,1 (*)	0,5 (1) (*) 0,5 – 1,7 (2)	340 (1) (*) 50 – 250 (2)
Magnésio		50 (2) (*)	1000 (2) (*)
Manganês	10 (2) (*)		
Mercúrio	0,1 - 1 (1) (3) 0,1 – 5 (2) 0,1 (*)	2 – 12,5 (2) 2 (*)	1400 (2) (*)
Níquel	1 – 2,5 (1) 1 – 5 (2) 1 (*)	0,25 – 5 (1) 0,25 – 0,5 (3) 0,25 (*)	10 – 146 (1) 2 – 200 (2) 10 (*)
Prata	0,25 – 5 (1) 0,25 (*)	0,25 (2) (*)	13 – 65 (1) 13 (*)
Sódio			3500 (2) (*)
Sulfato			500 – 1000 (1) 500 (*)
Sulfeto	25 – 30 (1) < 50 (2) 25 (*)		50 – 100 (1) 50 (*)
Estanho			9 (2) (*)
Zinco	0,08- 10 (1) 0,3 – 20 (2) 0,3 – 5 (3) 0,08 (*)	0,08 – 0,5 (1) (3) 0,01 - 1 (2) 0,08 (*)	400 (1) (*) 1 – 10 (2)

Fonte: Anthony e Beinhurst, 1981, citados por Helou[36]. (1) EPA 1987; (2) Revisão EPA 1987; (3) Anthony e Beinhurst, 1981; (*) Recomendado por Environmental Canada

Tabela 19 – Limites dos efeitos inibitórios de compostos orgânicos em lodos ativados e processo de nitrificação

Composto	Lodos ativados (mg/L)	Nitrificação (mg/L)	Digestão anaeróbia (mg/L)
Antraceno	500 (1) (*)		
Benzeno	100 – 500 (1) 100 (*)		
Benzideno	500 (3) (*)		
Tetracloreto de carbono			2 – 159,4 (1) 2,9 (*)
Ciclorofenol	5 – 200 (1) 20 – 200 (3) 5 (*)		
Clorobenzeno			0,96 – 3 (1) 0,96 (*)
Clorofórmio		10 (1) (*)	
1,2 Diclorobenzeno	5 (1) (*)		
1, 3 Diclorobenzeno	5 (1) (*)		
1,4 Diclorobenzeno	5 (1) (*)		
2,4 Diclorofenol	64 (1) (*)	64 (1) (*)	
2,4 Dimetilfenol	40 – 200 (1) 50 (*)		
2,4 Dinitrofenol		150 (1) (*)	
2,4 Dinitrotolueno	5 (1) (*)		
1,2 Difenilhidrazine	5 (1) (*)		
Etilbenzeno	200 (1) (*)		
Hexaclorobenzeno	5 (1) (*)		
Naftaleno	500 (1) (*)		
Nitrobenzeno	30 – 500 (1)		
Pentaclorofenol	0,95 – 150 (1) 50 (3) 0.95 (*)		
Fenatreno	500 (1) (*)		
Fenol	50 – 200 (1) 50 (*)	4 – 10 (1) 4(*)	
Surfactantes	100 – 500 (1) 100 (*)		
Tolueno	200 (1) (*)		
2,4,6 Triclorofenol	50 – 100 (1) 50		

Fonte: Anthony e Beinhurst, 1981, citados por Helou[36]

EPA 1987; (2) Revisão EPA 1987; (3) Anthony e Beinhurst, 1981; (*) Recomendado por Environmental Canada

3.10.2.2. Qualidade do lodo

São muitas as alternativas existentes para a disposição final do lodo gerado nas estações de tratamento de esgotos, tais como a utilização agrícola, disposição em aterro sanitário, reúso industrial, incineração, recuperação de solos e disposição oceânica[51]. Para estabelecer a carga máxima admissível no afluente das estações, será adotado nesta pesquisa a

utilização do lodo para fins agrícolas, adotando-se os limites estabelecidos pela US EPA 40CF Part 503[77], conforme Tabela 20.

Tabela 20 – Concentrações limites de metais no lodo

Metais	Concentração máxima de metais (base seca) (mg/kg)
Arsênio	75
Cádmio	85
Cobre	4300
Chumbo	840
Mercúrio	57
Molibdênio	75
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	7500

Fonte: US EPA 40CF Part 503[77]

3.10.2.3. Qualidade do efluente final

Para a determinação da carga máxima admissível no afluente serão avaliados os limites para lançamento dos efluentes nos corpos d'água, de acordo com a Resolução CONAMA n° 357[12] de 17 de Março de 2005 que substitui a Resolução CONAMA 20. Esses limites estão estabelecidos na Tabela 21, assim como os limites exigidos pelo Decreto Estadual n° 8468[70] – Artigo 18.

Tabela 21 – Limites para lançamento de efluentes

PARÂMETROS INORGÂNICOS	Resolução CONAMA 357	Decreto Estadual 8648 Artigo 18
Arsênio total	0,5 mg/L As	0,2 mg/L
Bário total	5,0 mg/L Ba	5,0 mg/L
Boro total	5,0 mg/L B	5,0 mg/L
Cádmio total	0,2 mg/L Cd	0,2 mg/L;
Chumbo total	0,5 mg/L Pb	0,5 mg/L
Cianeto total	0,2 mg/L CN	0,2 mg/L
Cobre dissolvido	1,0 mg/L Cu	1,0 mg/L;
Cromo total	0,5 mg/L Cr	5,0 mg/L
Cromo hexavalente		0,1 mg/L
Estanho total	4,0 mg/L Sn	4,0 mg/L
Ferro dissolvido	15,0 mg/L Fe	15,0 mg/L
Fluoreto total	10,0 mg/L F	10,0 mg/L
Manganês dissolvido	1,0 mg/L Mn	1,0 mg/L
Mercúrio total	0,01 mg/L Hg	0,01 mg/L
Níquel total	2,0 mg/L Ni	2,0 mg/;
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L N	
Prata total	0,1 mg/L Ag	0,02 mg/L
Selênio total	0,30 mg/L Se	0,02 mg/L
Sulfeto	1,0 mg/L S	
Zinco total	5,0 mg/L Zn	5,0 mg/L
PARÂMETROS ORGÂNICOS		
Clorofórmio	1,0 mg/L	
Dicloroeteno	1,0 mg/L	
Fenóis totais	0,5 mg/L C_6H_5OH	0,5 mg/L
Tetracloreto de Carbono	1,0 mg/L	
Tricloroeteno	1,0 mg/L	

3.10.2.4. Disponibilização do efluente da ETE para reúso

A utilização de água de reúso é hoje uma alternativa quase obrigatória em suas diversas modalidades, uma vez que a necessidade de água e sua disponibilidade crescem em direções opostas. A partir da disponibilização da água de reúso, pode haver uma redução no consumo de água potável bem como no lançamento de esgotos nos corpos d'água, acarretando inúmeros benefícios ambientais.

Os aspectos qualitativos da água de reúso devem estar relacionados especialmente no que se refere à proteção a saúde pública, aos aspectos ambientais decorrentes do reúso, além do atendimento aos padrões de qualidade de acordo com as necessidades do mercado de consumidores.[17]

A presença de substâncias tóxicas e microorganismos patogênicos no esgoto não tratado gera a possibilidade de efeitos toxicológicos danosos à saúde e de transmissão de moléstias quando houver contato, inalação ou ingestão dos componentes químicos ou microbiológicos de risco para a saúde. A presença, no esgoto não tratado, de microorganismos e componentes químicos que possam causar danos à saúde é evidente e, por essa razão, representa uma preocupação (Tabela 22).

A proteção da saúde pública será conseguida através de:

- Redução da concentração de agentes patogênicos, bactérias, parasitas e vírus entéricos na água de reúso;
- Controle dos componentes químicos; e
- Limitação da exposição do público (contato, inalação, ingestão) à água de reúso.[73]

Onde for provável a exposição do público a uma aplicação de reúso, a água deverá receber tratamento adequado, antes de sua utilização. Por outro lado, quando o acesso do público a um local de reúso puder ser restringido, de modo a se tornar improvável, um nível mais baixo de tratamento poderá ser satisfatório, desde que não venha a comprometer a segurança dos operadores envolvidos.[17]

Tabela 22 – Aspectos de Saúde Pública – Contaminantes presentes no esgoto e doenças associadas

Contaminantes Biológicos	**Doenças associadas**
Bactérias	Diarréia Febre Tifóide Febre paratifóide Intoxicações alimentares Salmoneloses Disenteria bacilar Cólera
Protozoários	Diarréia e septicemia Diarréia Disenteria Ulcerações no colo Abscesso hepático
Helmintos	Ancilostomose Ascaridiose Difilobotriose Enterobiose Esquistossomose Teníase Trichuriose
Vírus	Poliomielite Hepatite infecciosa Diarréia Outras
Contaminantes físico-químicos	**Doenças associadas**
Orgânicos e inorgânicos	Doenças cardiovasculares Disfunções renais e hepáticas Danos ao sistema nervoso central Disfunções gastrointestinais Hipertensão Câncer

Fonte: Mancuso[37]

Em função das diferentes aplicações da água de reúso são definidos padrões específicos de qualidade adequados aos usos previstos, que podem ser adotados a partir da análise de práticas em outras regiões verificando suas aplicabilidades para cada situação especifica.

Para garantir o fornecimento de água de reúso aos diversos segmentos de consumidores, tendo em vista a proteção da saúde pública e

o atendimento das demandas de qualidade, de forma adequada e confiável, devem ser estabelecidos os parâmetros a serem atendidos.

Com relação à qualidade da água das ETAs de reúso, normalmente é previsto um padrão básico, que atenda às necessidades do mercado de consumidores, podendo eventualmente, em função de atendimento de clientes com demanda preponderante, ser exigida uma qualidade diferenciada.

O mercado define o padrão de qualidade da água a ser produzida em instalações complementares às estações de tratamento de esgoto em operação. Dessa maneira, essas estações necessitarão, obrigatoriamente, da implementação de sistemas adicionais de tratamento, para a obtenção de um produto com a qualidade adequada aos usos que forem estabelecidos.

A Prefeitura Municipal de São Paulo – PMSP iniciou em outubro/2003 um projeto para utilização de água de reúso para a lavagem de ruas, calçadas, escadarias e monumentos. O consumo de água mensal destinado à limpeza pública é de 21 milhões de litros de água potável. O projeto prevê a utilização de 19 milhões de litros mensais de água de reúso, que representarão uma economia de cerca de R$ 1,2 milhão por ano.[58]

Para esta aplicação que incorpora um universo de atividades distintas, a grande restrição é a exposição do público, especialmente dos operários que operam sistemas de distribuição de água de reúso ou que efetuam a limpeza ou as demais aplicações desta água. Outro fator de importância para os usos benéficos em consideração é associado aos aspectos estéticos da água de reúso, que exigem um determinado grau de transparência, ausência de odor, cor, escuma ou quaisquer formas de substâncias ou componentes flutuantes.[17]

A Tabela 23 apresenta os valores máximos relacionados ao conjunto dos usos urbanos não potáveis estabelecidos pela EPA e os valores adotados pela SABESP para o fornecimento da água de reúso.

Tabela 23 – Padrões de Qualidade de Água de Reúso para Utilização Menos Restrita

Parâmetro	Unidade	Valor Máximo Water Reuse Manual, EPA; 1992	Valor adotado SABESP
Coliformes fecais	NMP/100 mL	Não detectáveis	< 200
Nematódeos intestinais	Ovo helminto/L	1	
pH	-	6 – 9	6 – 9
Cor	UC	10	
Turbidez	UNT	2	< 20
Odor e aparência	-	Não desagradáveis	
Óleos e graxas	mg/L	1,0	Visualmente ausente
DBO	mg/L	10	< 25
Nitrato	mg/L	10	
Nitrogênio amoniacal	mg/L	20	
Nitrito	mg/L	1,0	
Fosfatos	mg/L	0,025	
Sólidos em suspensão totais	mg/L	5	< 35
Agentes tenso-ativos	mg/L	0,5	
Cloro residual combinado	-	1,0	2 a 6

A água de reúso fornecida pela SABESP é obtida a partir de soluções tecnológicas apropriadas, as ETAs de utilidades, que compreendem processos de filtração e desinfecção do efluente.

Na Região Metropolitana de São Paulo as ETEs ABC, Barueri, Parque Novo Mundo e São Miguel apresentam ETAs de Utilidades para produção de água de reúso. A capacidade atual de produção é apresentada na Tabela 24.

Tabela 24 – Capacidade de produção de água de reúso nas ETEs da RMSP

ETEs	CAPACIDADE ETAs (L/s)
ABC	**7**
Barueri	**3**
Parque Novo Mundo	**12**
São Miguel	**20**
TOTAL	**42**

3.10.3. Limites adotados nesta pesquisa

Neste item serão apresentados os critérios a partir dos quais serão estabelecidos os limites locais para as estações de tratamento que compõem o sistema integrado de esgotos, operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, que foram adotadas como objetos de estudo no presente trabalho.

Na Tabela 25 estão relacionados os limites para os parâmetros a serem adotados neste trabalho:

Tabela 25 – Limites de referência adotados para o cálculo dos limites locais

Poluente	Inibição ao processo de lodos ativados US EPA 430/9-87 mg/L	Inibição a Digestão anaeróbia US EPA 430/9-87 mg/L	Lançamento no corpo receptor CONAMA 357 mg/L	Utilização do lodo na agricultura Biossólido US EPA 40CF Part 503 mg/kg
Cádmio	1	20	0,2	85
Chumbo	0,1	340	0,5	840
Cobre	1	40	1,0	4.300
Cromo total	1	110	0,5	-
Fenol	50	686	0,5	-
Níquel	1	10	2,0	420
Zinco	0,08	400	5,0	7.500

3.11. Definição de "folga"

Conhecida a carga máxima admissível no afluente, que é o produto da concentração máxima admissível (calculada pelo modelo matemático), pela vazão afluente a ETE, pode-se compará-la com a carga observada na ETE, que é obtida pelo monitoramento de rotina da planta, através da caracterização do esgoto que chega à estação. Essa comparação permite a avaliação do sistema quanto a sua capacidade para recebimento de determinadas substâncias no sistema. Quando a carga máxima admissível no afluente é superior a carga observada, existe "folga" no sistema para receber efluentes que contenham a substância avaliada.

Quando a "folga" for esgotada todo o processo de recebimento deve ser revisto. Inicialmente deve-se consultar a estação de tratamento para verificar a ocorrência de alguma anormalidade na operação em relação aos processos biológicos de tratamento. Caso não haja evidência de problemas, os valores teóricos adotados para calcular os limites locais podem estar superdimensionados.[68]

4. MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido a partir de dados secundários, porém foram realizadas algumas coletas e análises do chorume para complementação das informações. Estas coletas foram feitas nos caminhões que despejam o chorume no Posto de Recebimento de Efluentes Piqueri da SABESP que recebe efluentes transportados por caminhão.

Os dados secundários foram obtidos no LIMPURB – Departamento de Limpeza Urbana da Prefeitura de São Paulo, que forneceu informações referentes aos aterros municipais da RMSP, dentre eles, a localização dos aterros, índices pluviométricos, volume de chorume produzido, resultados de análises laboratoriais, etc. Na SABESP foram levantados dados operacionais, relativos à caracterização do afluente e efluente das estações de tratamento de esgotos, vazão tratada, características físicas da estação, capacidade nominal instalada, etc.

Para o cálculo das cargas foram feitas as médias aritméticas das concentrações obtidas nos períodos avaliados. Para os resultados das análises que apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção dos equipamentos, adotou-se a concentração equivalente a metade do limite de detecção.

A comparação entre o chorume "novo" e o chorume "velho" foi baseada nas informações referentes aos aterros encerrados e aos aterros em operação, sendo que para os aterros em operação, onde havia dados referentes às células ativas e células desativadas, estes dados foram considerados separadamente. O cálculo das cargas de chorume encaminhadas para tratamento foi baseado nos resultados das análises das amostras coletadas diretamente nos caminhões e também nas lagoas e caixas de onde o chorume é retirado dos aterros.

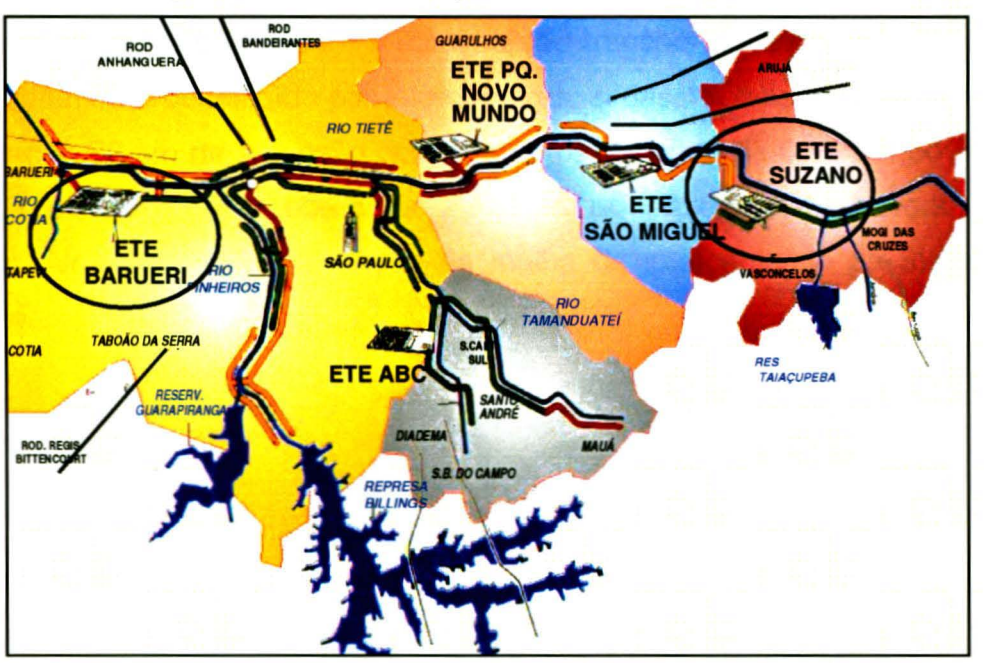
4.1. *Sistema Integrado de Esgotos da RMSP*

O Sistema integrado de esgotos da RMSP (Figura 14) possui cinco estações de tratamento de esgotos pelo processo de lodos ativados, com capacidade média instalada de 18m³/s. Atualmente, somente as estações de tratamento de esgotos – ETEs Barueri e Suzano recebem e tratam o chorume proveniente dos aterros da Prefeitura Municipal de São Paulo.

Do montante dos esgotos tratados nas ETES da RMSP, Barueri é responsável por aproximadamente 56% e Suzano 5%.

De acordo com os dados operacionais da SABESP[66], o Sistema Principal de Esgotos da RMSP compõe-se ainda de 130 km de interceptores, sifões, travessias e emissários com diâmetros variando de 0,60 m a 4,50 m e trata 11.000 L/s (ano de referência: 2000), beneficiando uma população de aproximadamente 6.500.000 habitantes. A carga orgânica removida é de 168.000 kg DBO/dia, com eficiência de remoção variando entre 90 a 95%. A remoção de sólidos em suspensão atinge 133.000 kg SST/dia, com uma produção diária de lodo de 229 t/dia. A potência instalada no sistema é de 63.000 kVA e o consumo médio mensal de energia elétrica é da ordem de 1.765.729 kWh.

Figura 14 - Sistema integrado de esgotos da RMSP, destacando-se as ETEs Barueri e Suzano que recebem chorume para tratamento.



A avaliação da influência do recebimento de chorume nas estações de tratamento de esgotos será realizada para as ETEs Barueri e Suzano, pois são as únicas estações do sistema integrado que atualmente recebem e tratam chorume em suas instalações.

4.1.1. Estação de Tratamento de Esgotos Barueri

A ETE Barueri (Figura 15) foi projetada na década de 70 e está em operação desde 1/05/1988. O processo de tratamento é de lodo ativado convencional e em nível secundário, com grau de eficiência de 90% de remoção de carga orgânica medida em DBO. O projeto original da estação compreendia nove módulos com capacidade para tratar 7,0 m^3/s, totalizando uma vazão média máxima de 63 m^3/s, porém em 1985, na Revisão e Atualização do Plano Diretor de Esgotos da RMSP- COPLADES, a vazão máxima planejada foi reduzida para 28,5 m^3/s e cada módulo teve sua capacidade máxima recalculada. O módulo existente foi então adequado e hoje apresenta capacidade nominal de 9,5 m^3/s (vazão média), com uma população equivalente de projeto de 4.460.000 habitantes A estação deverá ser implementada visando atingir a capacidade final de 28,5 m^3/s[66].

A estação está localizada no município de Barueri e serve a maior parte da cidade de São Paulo e aos municípios de Jandira, Itapevi, Barueri, Carapicuíba, Osasco, Taboão da Serra e partes de Cotia e Embu.

Os esgotos que afluem à estação são transportados por um sistema de esgotamento constituído por interceptores, sifões, travessias, emissários, totalizando 73 km de extensão com diâmetros variando de 0,60 a 4,50 m.[66] Com a conclusão das obras da 2ª etapa do projeto Tietê haverá um significativo aumento na extensão da malha de interceptação do Sistema Barueri.

Figura 15 – Imagem de satélite – Ete Barueri

Fonte: Google maps[33]

A vazão média que hoje aflui à estação é igual a 7,0 m^3/s e seu efluente final é lançado no Rio Tietê. Em virtude do grande volume de água necessário na operação da estação foi previsto um sistema que promove a reutilização interna, após tratamento adicional do efluente final, para diversas utilidades. Uma parcela do efluente final da ETE é disponibilizada para reúso urbano, destinada a lavagem de ruas e irrigação de parques e jardins.

O processo de tratamento é constituído por duas fases, a fase líquida e a fase sólida, compostas pelas seguintes unidades:

4.1.1.1. Unidades da Fase Líquida

- Poço Distribuidor e Elevatória Final
- Grades Médias Mecanizadas
- Caixas de Areia
- Decantadores Primários
- Tanques de Aeração
- Decantadores Secundários

4.1.1.2. Unidades da Fase Sólida

- Adensadores por Gravidade
- Adensadores por Flotação
- Digestores
- Condicionamento Químico dos Lodos
- Desidratação Mecânica

4.1.1.3. Sistemas de Apoio

- Edifício dos Compressores
- Gasômetro/ Queimadores
- Edifício das Caldeiras
- Sistema de Água de Utilidades
- Sistema Elétrico

4.1.1.4. Descrição do processo

O processo de tratamento de esgotos na ETE Barueri será descrito a seguir, conforme as informações operacionais disponibilizadas pela SABESP na rede de informações interna (Intranet)[66]:

O esgoto chega a ETE através do interceptor Tietê Oeste Margem Sul (ITI-6), instalado a cerca de 30 metros de profundidade, que encaminha o fluxo ao poço distribuidor, onde, por bombeamento, é recalcado até o canal afluente as grades mecanizadas.

O poço distribuidor é também equipado com sistema de insuflamento de ar, para a eliminação dos gases liberados pelo esgoto. A água residuária é recalcada a uma altura geométrica de cerca de 30m, por intermédio de quatro conjuntos elevatórios, operando com motores de 3.100 HP, de velocidade variável e fixa. Cada conjunto trabalha com vazões na faixa de 3 a 6 m3/s.

As grades recebem o esgoto bombeado através de canais cobertos e aerados com difusores de bolha grossa, com intuito de evitar problemas de odores e a sedimentação de sólidos em suspensão. O material retido é removido através de um sistema de rastelos de acionamento automático em caçambas especialmente destinadas a este fim.

Os sólidos suspensos, de elevado peso específico, são removidos em duas caixas de areia. Estas unidades são do tipo aeradas de fluxos orbitais, que se caracterizam pela remoção do material com baixos teoresde matéria orgânica, eliminando a necessidade de dispositivos de lavagem. O material depositado é removido periodicamente através de guindastes providos de caçambas tipo "Clam Shell".

De maneira semelhante aos canais afluentes às grades, as caixas de areia são providas de coberturas, de modo a conter a dissipação de odores.

Devido às características sépticas apresentadas pelo esgoto em função do longo tempo de trajeto até a estação, foi prevista a execução de tanques de pré-aeração no sentido de controlar odores. O ar é introduzido à massa líquida, através de difusores de bolha grossa, a uma taxa também controlada automaticamente por sistema de instrumentação.

A remoção dos sólidos em suspensão é realizada em unidades de decantação primária de forma retangular, com 95 metros de comprimento, 18 metros de largura e 3,5 metros de altura útil. O material sedimentado e a escuma são encaminhados para a cabeceira dos tanques, através de pontes removedoras de funcionamento contínuo e, conduzidos por conjuntos elevatórios, ao tratamento sólido.

O esgoto decantado é conduzido a tanques de aeração de forma retangular com 130 m de comprimento, 25 de largura e 6m de altura útil. Junto ao fundo, uma malha de 8500 difusores de bolha fina promove a aeração do fluido

A separação da massa biológica dos tanques de aeração se realiza em clarificadores circulares com diâmetro interno de 46m e 4m de profundidade.

A extração do lodo do fundo se dá por dispositivos de sucção (por gradiente hidráulico), sistema esse que permite a retirada do lodo de todo o fundo do decantador, reduzindo os riscos de anaerobiose. O lodo assim recolhido é encaminhado às elevatórias de lodo ativado, sendo recirculado, em parte para o tanque de aeração, e o excesso para os adensadores por flotação.

O lodo dos decantadores primários, que possui uma concentração em torno de 1% de sólidos, é bombeado para os adensadores por gravidade, onde sofre adensamento até cerca de 7%, para ser enviado aos digestores anaeróbios. Cada adensador circular possui diâmetro de 29 metros, altura lateral igual a 3,50 m e inclinação de fundo de 18%.

O adensamento do lodo se dá pela remoção da água intersticial nele contida, através de um movimento bastante lento de uma grade vertical montada nos dois braços raspadores de lodo. A parte líquida removida retorna ao início do processo.

O excesso de lodo ativado, proveniente dos decantadores secundários, é bombeado para os flotadores onde é adensado até 4% para, então, ser encaminhado aos digestores anaeróbios. A flotação dos sólidos é conseguida através da injeção, no lodo ativado, de uma emulsão ar/água pressurizada, que ao atingir o tanque de flotação, e com a despressurização, carrega as partículas de lodo para a superfície, onde então são removidas por raspadores superficiais e enviadas aos poços de lodo, de onde são bombeadas para os digestores.

O lodo adensado por gravidade e por flotação é estabilizado em oito digestores de cobertura fixa e volume útil de 10.492 m3. As unidades de digestão foram projetadas de modo a proporcionar grande flexibilidade operacional. A mistura do conteúdo dos digestores é efetuada através de recirculação por compressores de parte do gás produzido.

O gás produzido durante o processo de digestão é utilizado, após compressão, para homogeneização do lodo contido nos tanques. O excesso de gás será enviado ao gasômetro para armazenamento e deste para os queimadores.

Os lodos digeridos, com teor de sólidos de cerca de 3,5 %, recebem um condicionamento, com a finalidade de melhorar suas condições de desidratação. No processo de condicionamento químico promove-se a mistura do lodo digerido com polímeros.

A desidratação mecânica do lodo é efetuada pelos filtros prensa, onde o lodo condicionado é injetado entre placas de 4 m^2 cada, transformando-o em uma "torta de lodo", cujo teor de sólidos atinge cerca de 30%. O sistema é composto basicamente por bombas de alta pressão, dois filtros-prensa com 151 placas cada um e quatro correias transportadoras para a torta de lodo. Após a desidratação mecânica os lodos serão transportados para disposição em aterro sanitário.

4.1.2. ETE Suzano

A Estação de Tratamento de Esgotos de Suzano (Figura 16) está localizada no município de Suzano (a sudeste de São Paulo) e serve aos municípios de Mogi das Cruzes, Suzano, Poá, Itaquaquecetuba e Ferraz de Vasconcelos.

A ETE Suzano teve seu projeto iniciado em 1973 e sua concepção previa a construção em duas etapas. Da primeira etapa de obras, com capacidade prevista de 4 m^3/s de vazão máxima, foi construído apenas um módulo, com capacidade de tratamento de 1,5 m^3/s, inaugurado em 15 de Maio de 1982, com uma população de projeto equivalente a 720.000 habitantes.

A vazão atual é de 1,0 m^3/s e o efluente final da estação é lançado no Rio Tietê. O processo de tratamento é de lodo ativado convencional e em nível secundário, com grau de eficiência superior a 90% de remoção de carga orgânica medida em DBO.

Figura 16 – ETE Suzano

Fonte: Portal SABESP - Intranet [66]

Os esgotos são transportados para a estação através de um sistema de esgotamento constituído de interceptores e pelo emissário Guaió, perfazendo uma extensão de aproximadamente 15 km, com diâmetros variando de 0,50 a 1,80m.

O processo de tratamento é constituído por duas fases, a fase líquida e a fase sólida, compostas pelas seguintes unidades:

4.1.2.1. Unidades da Fase Líquida

- Grade Grossa
- Elevatória de Esgotos por Bomba Parafuso
- Grade Média Mecanizada
- Caixa de Areia Aerada
- Decantador Primário
- Tanque de Aeração
- Decantador Secundário
- Elevatória de Recirculação

4.1.2.2. Unidades da Fase Sólida

- Grade Fina de Lodo
- Digestores
- Condicionamento Químico do Lodo
- Desidratação do Lodo por Filtro Prensa
- Queimador de Gás

4.1.2.3. Descrição do processo

O processo de tratamento de esgotos na ETE Suzano será descrito a seguir, conforme as informações operacionais disponibilizadas pela SABESP na rede de informações interna (Portal SABESP - Intranet)[66]:

As instalações de gradeamento grosseiro estão localizadas na câmara de entrada da estação. A grade situa-se à montante em relação ao fluxo de retorno da estação.

O gradeamento é feito através de uma única grade grossa, com espaçamento entre as barras de 130 mm, onde ficarão retidos os detritos de grandes dimensões, como madeira, galhos de árvores e pedras removidos do esgoto afluente para proteger as bombas de afluentes.

O projeto original previa a instalação de três bombas, tipo parafuso, com capacidade de 1,5 m^3/s cada uma. Atualmente, duas bombas estão em serviço (sendo uma de reserva), operando com uma vazão nominal de 1,5 m^3/s. As bombas realizam o recalque dos esgotos para o canal das grades médias, que se destinam a remover materiais flutuantes do esgoto, como tecidos, plásticos e papéis.

A estação tem dois canais de areia aerados, entretanto, os aeradores estão em funcionamento em somente um dos canais.

A areia é removida continuamente dos canais com a utilização de uma bomba de vácuo montada em uma ponte móvel. A lama de areia é bombeada para um canal lateral, onde é removido da corrente líquida usando um transportador de parafuso. A areia é descarregada em uma

caçamba para armazenamento temporário, antes da disposição fora da estação, em um aterro local.

As instalações de Tratamento Primário na ETE Suzano utilizam quatro tanques de decantação, dos quais apenas dois estão atualmente em operação, para remoção do resíduo sedimentável dos esgotos, gorduras e óleos flutuantes. Estes materiais são recolhidos por pontes removedoras. O lodo primário flui por gravidade para um poço de acúmulo de lodo, onde ele é bombeado até os digestores.

A estação possui quatro tanques de aeração, dos quais apenas dois estão atualmente em operação, que trabalham em regime de mistura completa

A estação tem atualmente quatro decantadores com 54 m de diâmetro cada um e 2,5 m de profundidade de água na lateral. Considerando-se a vazão atual da estação, apenas dois são requeridos para o tratamento. Os decantadores são de alimentação central com vertedouro de efluentes periféricos e os removedores de lodo são do tipo lâminas raspadoras parabólicas.

O lodo é retirado através de um poço central de lodo. A taxa de retirada é controlada pela altura do vertedouro na caixa de coleta de lodo decantado. A partir desta, o lodo ativado flui por gravidade para a Estação de Recalque do Lodo Ativado de Retorno (LAR), onde o lodo é recalcado para os tanques de aeração. A parte líquida vertente do decantador (efluente final) é destinada ao Rio Tietê.

A estação também tem a capacidade de eliminar sólidos do lodo ativado na Estação de Recalque de Lodo Ativado de Retorno (LAR). Os sólidos biológicos também podem ser eliminados através do retorno de líquido misturado à cabeceira da estação de tratamento.

O lodo ativado, recolhido nos decantadores secundários por pontes removedoras de lodo, é encaminhado a bombas parafusos, retornando aos tanques de aeração. O excesso de lodo retorna ao início do processo.

O lodo removido durante o processo de tratamento é enviado aos digestores anaeróbicos.

As instalações de tratamento anaeróbio na ETE Suzano incluem seis digestores de formato oval e hermeticamente fechados, onde, através do processo de fermentação, na ausência de oxigênio (processo anaeróbico), se processará a transformação de lodo em matéria altamente mineralizada, com carga orgânica reduzida e diminuição de bactérias patogênicas. Atualmente, apenas quatro dos seis digestores projetados estão equipados para operação. Três digestores atuam como primários e o quarto serve como um digestor secundário ou tanque de armazenagem de lodo.

Atualmente, os digestores de Suzano são operados como uma combinação de digestores anaeróbios de baixa e alta taxa.

Materiais tóxicos inibem e/ou prejudicam o processo de digestão, diminuindo a redução dos sólidos voláteis e a produção de metano. Altas concentrações de amônia, metais pesados, cátions de metal leve e sulfetos podem ser tóxicas para as bactérias anaeróbias. O acúmulo de areia é um outro problema comum na digestão anaeróbia, pois, reduz o volume disponível para a digestão.

Durante o período em que o lodo permanece dentro dos digestores, haverá produção contínua de gás com alto poder energético. Atualmente, o gás gerado na ETE Suzano está sendo queimado. O condicionamento químico do lodo é realizado com cal e cloreto férrico.

As instalações de desidratação na ETE Suzano incluem três filtros prensa de placa e instalações de bombeamento de lodo. De acordo com os dados operacionais da estação, um filtro prensa está atualmente desidratando aproximadamente 66 m^3 de lodo condicionado por ciclo.

Atualmente, os lodos produzidos são encaminhados aos aterros sanitários da Prefeitura Municipal de São Paulo para co-disposição com os resíduos sólidos urbanos.

O efluente final tratado é lançado nos rios, e o gás gerado no processo é queimado, sem aproveitamento energético.

4.2. Aterros Sanitários da Região Metropolitana de São Paulo

Até a década de 1970 a disposição final do lixo na cidade de São Paulo era realizada em lixões, sem qualquer planejamento, cuja infraestrutura disponível consistia, no máximo, em um trator que era utilizado para espalhar o lixo. Somente em meados de 1974 teve início na cidade de São Paulo a destinação final do lixo em aterros sanitários.[54]

Com o crescimento brutal e desordenado da cidade, os locais de descarga de lixo, afastados da área urbana, foram envolvidos por loteamentos e rapidamente ocupados, constituindo-se em novos bairros. Desta forma, com a expansão urbana, não só os locais em uso, como as possíveis futuras áreas de descarte tornaram-se escassas.[54].

No início dos anos 90 a situação dos aterros no município de São Paulo estava configurada conforme descrição na Tabela 26. A Tabela 27 apresenta a situação em 2005 dos aterros da RMSP.

Tabela 26 – **Aterros municipais de São Paulo – Situação em 1993**

Aterro	Localização	Capacidade	Situação
Bandeirantes	Rodovia dos Bandeirantes, km 26	Recebimento de 135000t/mês de lixo	Previsão de término da vida útil em Jan/1994, com projeto de ampliação para mais 2,5 anos. Consulta à Secretaria Estadual do Meio ambiente sobre necessidade de EIA-RIMA para duas células adicionais (AS-4 e AS-5), permitindo acréscimo de mais 13 anos de vida útil ao aterro.
Santo Amaro	Av. Nações Unidas com Av. Interlagos/ Zona Sul	Recebimento de 59000t/mês de lixo	Encerramento da operação previsto para o dia 30/09/1993, passando para a fase de recuperação ambiental a partir desta data
São João	Estrada Sapopemba Km 33/ Zona Leste	Recebimento de 79000t/mês de lixo	Encerramento da vida útil previsto para o ano de 2004
Itatinga	Rua Aniquia s/nº - Santo Amaro / Zona Sul	Recebimento de 77000t/mês de resíduos inertes	Início das atividades em 1990 com vida útil remanescente estimada em mais 5 anos
Jacui	Rua Arareua – Cidade Pedro José Nunes / Zona Leste	Recebeu cerca de 2,5 milhões de toneladas de lixo	Este aterro operou de 1980 até 1988 e se encontra em fase de manutenção
Vila Albertina	Estrada da fazenda Santa Maria – Tremembé / Zona Norte	Recebeu cerca de 9,2 milhões de toneladas de lixo	Este aterro operou desde 1977, encerrando sua operação em 19/08/93. O aterro se encontra em fase de recuperação ambiental.
São Matheus	Marginal esquerda do córrego Fazenda Velha / Zona Leste	Recebeu cerca de 1 milhão de toneladas de lixo	Este aterro operou desde 1984, encerrando sua operação em 1985. O aterro se encontra em fase de recuperação ambiental.
Sapopemba	Av. Sapopemba s/nº. Jardim Rodolfo Pirani / Zona Leste	Recebeu cerca de 2,7 milhões de toneladas de lixo	Este aterro operou de 1979 a 1984,sendo reativado em 1986 e encerrado no mesmo ano. O aterro se encontra em fase de recuperação ambiental.

Fonte: Limpurb[54]

Atualmente existem apenas dois aterros municipais em operação na cidade de São Paulo, os aterros Bandeirantes e São João. Os demais foram encerrados ou passaram a operar como estações de transbordo. A Tabela 27 apresenta um panorama da situação atual dos aterros municipais.

Tabela 27 – Aterros municipais de São Paulo – Situação em 2005

UNIDADE	FINALIDADE	SITUAÇÃO
Bandeirantes	Aterro Sanitário	Em operação
São João	Aterro Sanitário	Em operação
Santo Amaro	Unidade de Transbordo	Em operação
Vergueiro	Unidade de Transbordo	Em operação
Itatinga	Transbordo de Inertes	Em operação
Vila Leopoldina	Transbordo de Inertes	Em operação
Ponte Pequena	Unidade de Transbordo	Em operação
Itaquera	Aterro de Inertes	Em operação
Tatuapé	EcoPonto (*)	Em operação
Pinheiros	EcoPonto (*)	Em operação
Moóca	EcoPonto (*)	Em operação
Sapopemba	Aterro Sanitário	Encerrado
Santo Amaro	Aterro Sanitário	Encerrado
Vila Albertina	Aterro Sanitário	Encerrado
Jacuí	Aterro Sanitário	Encerrado
São Mateus	Aterro Sanitário	Encerrado
Itatinga	Aterro de Inertes	Encerrado

Fonte: PMSP[78]
(*) Estação de Entrega Voluntária de Inservíveis

Dos aterros e transbordos em operação mencionados na Tabela 27, as estações de tratamento de esgotos do sistema integrado da RMSP

recebem o chorume proveniente do Aterro Bandeirantes e São João e dos Transbordo Vergueiro e Ponte Pequena. Os aterros Santo Amaro e Vila Albertina não estão mais ativos em termos de recebimento de resíduos para disposição final, porém continuam produzindo chorume, que é recebido nas ETEs da RMSP para tratamento.

4.2.1. Aterro Bandeirantes

O aterro Bandeirantes está localizado na margem leste da Rodovia dos Bandeirantes no km 26, no bairro de Perus.

Este aterro teve seu início de operação em 1° de Setembro de 1979 com uma previsão de recebimento de aproximadamente 1800 t/dia de resíduos. O aterro era constituído por duas células (sub-aterros), onde a célula AS-1 deveria operar por 768 dias e a célula AS-2, deveria ter uma duração de 764 dias, ou seja, a vida útil inicialmente prevista para o aterro seria de aproximadamente 5 anos. De acordo com os dados fornecidos pelo LIMPURB[74], em Dezembro de 1990, o aterro já recebia 125.450 t/mês, o que correspondia a uma média diária de 4182 t/dia de lixo, bem superiores ao valor de projeto. Este ampliação da capacidade inicial de projeto só foi possível devido às providências desenvolvidas no aterro, que através de estudos geotécnicos para verificação da estabilidade do maciço, executou células destinadas à correção dos recalques e o realinhamento dos taludes, possibilitando a ampliação da vida útil do aterro em 3.200.000 toneladas. A desapropriação de uma área contígua ao aterro permitiu a execução de uma terceira célula, denominada AS-3 (sub-aterro 3). As células AS-1 e AS-2 não possuem impermeabilização com mantas plásticas, e desta forma são submetidas a um intenso monitoramento do lençol freático através de poços de monitoramento perfurados para verificação da contaminação das águas subterrâneas. Além deste recurso, o aterro conta atualmente com equipamentos instalados para atender a um programa de monitoramento que envolve o acompanhamento da estabilidade do maciço de lixo, dos níveis de água e dos dados pluviométricos.

De acordo com informações da área operacional, as células AS-1 e AS-2 foram desativadas em 1993 e 1996; a célula AS-3 (também denominada de aterro experimental) está desativada, porém os dados de monitoramento do chorume gerado nesta célula não serão analisados neste trabalho, pois faltam informações mais precisas sobre seu histórico. Atualmente o aterro possui duas células ativas em termos de recebimento de resíduos para disposição final, que são as células AS-4 e AS-5, recebendo, atualmente, cerca de 7000 toneladas diárias de resíduos sólidos. O montante de resíduos depositados no aterro ultrapassam 23 milhões de toneladas, numa área de 1,5 km^2 que deverá ser totalmente aproveitada até 2006, completando 30 milhões de toneladas.

Vale ressaltar que atualmente o Aterro Bandeirantes tem uma usina em operação para reaproveitamento do gás metano na geração de energia elétrica, que além de ser a maior central termelétrica a biogás do mundo, é o único projeto de sua categoria implantado no Brasil.

4.2.2. Aterro São João

Ao contrário do Aterro Bandeirantes, o Aterro São João já foi inicialmente concebido adotando-se as melhores técnicas disponíveis na época para proteção ao meio ambiente, com identificação e isolamento das nascentes e veios d'água locais, execução de impermeabilização com solo compactado e manta de PVC de 2.00 mm, drenos para chorume e gases (foram adotadas as mantas de alta densidade - PAD para a impermeabilização da base das células posteriormente executadas). O aterro conta com equipamentos para o acompanhamento da estabilidade do maciço de lixo, dos níveis de água e dos dados pluviométricos.[54]

4.2.3. Aterro Santo Amaro

O aterro Santo Amaro teve sua operação encerrada em 1993 e atualmente opera como estação de transbordo. Existem cinco caixas coletoras de chorume no local. A caixa 1 recebe o chorume proveniente exclusivamente das células desativadas do aterro; a caixa 5 recebe o chorume proveniente exclusivamente do transbordo. O chorume

encaminhado para tratamento é retirado da caixa 1 e das caixas 2-3 e 4-5, que misturam o chorume proveniente do aterro desativado com o chorume do transbordo, pois estão interligadas. As avaliações feitas neste trabalho para caracterizar o chorume gerado por aterros desativados se referem ao chorume da caixa 1. Os outros resultados serão utilizados para as demais avaliações, como cálculo das cargas encaminhadas, etc.

4.2.4. Aterro Vila Albertina

Este aterro teve sua operação encerrada em 19 de agosto de 1993 e a partir dessa data recebeu uma cobertura de terra com plantio de grama, sendo também plantadas mudas de bambu nas extremidades das bermas para evitar erosões. O aterro também exerce o monitoramento da estabilidade do maciço de lixo através de medidores de nível d'água, piezômetros e marcos superficiais, onde são feitas leituras diárias nos equipamentos.[54]

4.3. Aterros privados e outros aterros municipais

Além do chorume dos aterros Bandeirantes, São João, Santo Amaro e Vila Albertina, as estações de tratamento de esgotos do sistema integrado da RMSP ainda recebem o chorume proveniente de outros municípios de aterros privados. Essas contribuições são originadas em vinte e três aterros ao todo, sendo que onze deles são aterros privados e os outros doze são aterros municipais, dos municípios de Itaquaquecetuba, Salesópolis, Guarujá, Itapevi, Osasco, Santana do Parnaíba, Taboão da Serra, Araçariguama, Barueri, São Roque, Itapecerica da Serra e Embu.

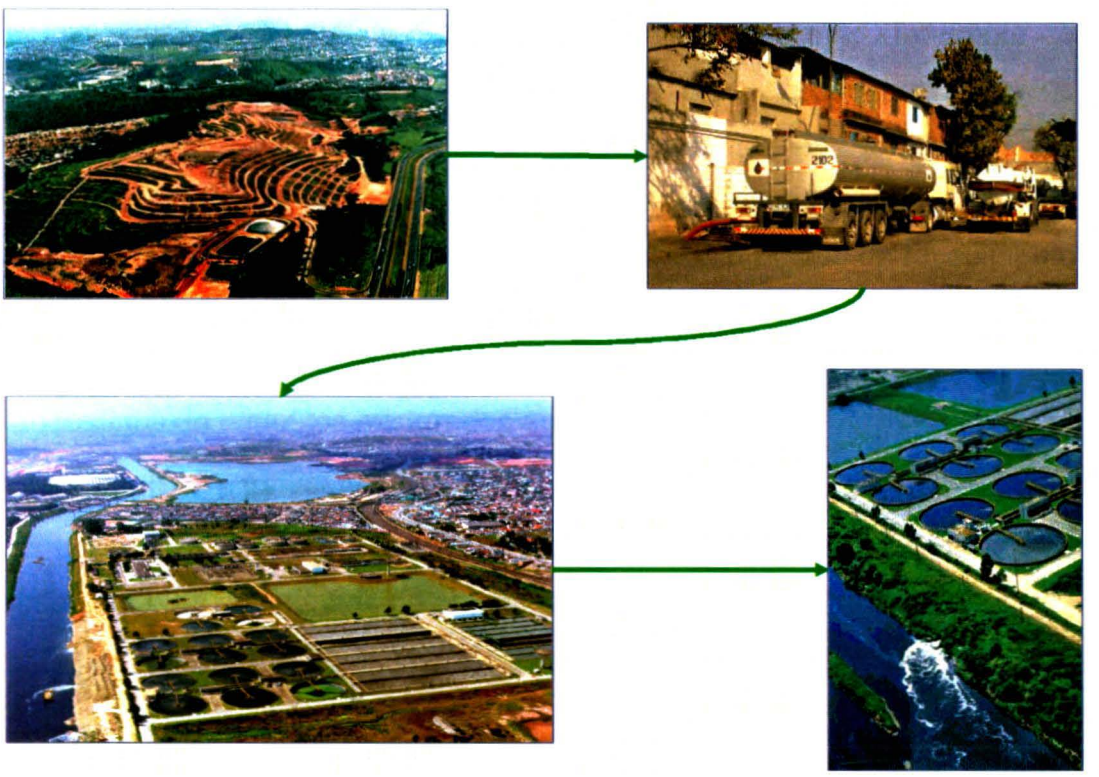
A ETE Suzano atualmente recebe somente uma parcela do chorume do aterro São João.

4.4. Recebimento de chorume nas ETEs do sistema integrado

O chorume recebido para tratamento nas ETEs do sistema integrado é transportado por caminhão. Para o recebimento na ETE Barueri o chorume

é descartado no Posto de Recebimento de Resíduos Líquidos Piqueri (Figura 17) de onde segue para a estação via interceptor, percorrendo uma distância de aproximadamente 12 km até a chegada à estação. Na ETE Suzano, o chorume é descartado diretamente na estação de tratamento, apresentando uma configuração bem diferente de Barueri, pois o chorume não passa por um processo de mistura/diluição com os esgotos sanitários no interior do interceptor.

Figura 17 – Do aterro até a disposição final



4.4.1. Termo de Cooperação Técnica SABESP/PMSP

O recebimento de chorume nas ETEs do sistema integrado de esgotos da RMSP é regulamentado por um Termo de Cooperação Técnica entre a Prefeitura do Município de São Paulo – PMSP e a SABESP, que estabelece as condições referentes ao recebimento do chorume gerado nos aterros municipais nas estações de tratamento da RMSP e a disposição final do lodo das ETEs nestes aterros. Essas condições, para o lodo, estão ligadas a um valor mínimo para o teor de sólidos (40%) e o chorume basicamente deve atender as exigências da legislação (Artigo 19-A). A troca

desses serviços tem sido praticada através deste convênio há mais de dez anos, não havendo remuneração entre as partes.

A partir da utilização de polímeros no processo de desaguamento do lodo na ETE Barueri, o teor de sólidos na torta de lodo passou a variar de 25% a 30%, porém esses resultados não inviabilizaram a disposição nos aterros sanitários, exigindo apenas um controle maior no transporte de lodo para evitar derramamentos.

O chorume é monitorado esporadicamente, de acordo com as necessidades operacionais das estações, sendo mais freqüente o monitoramento realizado na ETE Suzano. As análises são realizadas no próprio laboratório das ETEs e eventualmente as amostras são encaminhadas para a CETESB. Os caminhões de chorume saem lacrados dos aterros e devem chegar lacrados nas estações e postos de recebimento de efluentes. Este procedimento oferece uma segurança em relação ao conteúdo transportado, evitando que sejam praticados carregamentos clandestinos de efluentes misturados ao chorume.

O LIMPURB realiza monitoramentos periódicos no chorume dos aterros, realizando coleta e análise em períodos que variam de um a três meses entre as campanhas de amostragem.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente capítulo serão apresentados os resultados obtidos através da análise dos dados levantados no desenvolvimento do trabalho.

5.1. Variação do volume de chorume com a precipitação

As Tabelas 28 a 31 e as Figuras 18 a 24 contemplam o volume do chorume gerado nos aterros e as chuvas medidas no período. Sua observação mostra melhores correlações para o aterro Vila Albertina em 2002 (coeficiente de correlação = 0,8502035) e para o Santo Amaro em 2004 (coeficiente de correlação = 0,738589). O chorume produzido apresentado se refere ao volume transportado por caminhão, havendo nos aterros uma pequena capacidade de armazenamento, não considerada neste estudo, uma vez que o transporte de chorume é contínuo.

O coeficiente de correlação determina a relação entre duas propriedades e é calculado pela seguinte fórmula:

$$\rho_{x,j} = \frac{Cov(X,Y)}{\sigma_x * \sigma y} \text{ onde:}$$

$-1 \leq \sigma \leq 1$ e

$$Cov(X,Y) = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(x_i - \mu_x)(y_i - \mu_y)$$

5.1.1. Aterro Vila Albertina

A Tabela 28 apresenta os volumes e a precipitação média observada no período. A correlação entre essas variáveis pode ser observada nas Figuras 18 e 19.

Tabela 28 – Volumes de chorume e precipitação mensal para o Aterro Vila Albertina em 2003 e 2004.

	2002		2003	
	Chorume m³/mês (*)	Chuva mm (**)	Chorume m³/mês (*)	Chuva mm (**)
Janeiro	**6.724**	**695,90**	**4.920**	**765,60**
Fevereiro	**5.830**	**339,90**	**2.928**	**217,61**
Março	**4.432**	**724,40**	**4.762**	**441,00**
Abril	**2.550**	**125,40**	**4.448**	**112,00**
Maio	**2.370**	**239,30**	**3.721**	**87,20**
Junho	**1.110**	**11,50**	**2.733**	**37,70**
Julho	**780**	**0,60**	**2.789**	**48,40**
Agosto	**1.110**	**0,00**	**5.030**	**11,20**
Setembro	**1.050**	**9,90**	**2.215**	**45,80**
Outubro	**1.203**	**134,00**	**3.390**	**298,20**
Novembro	**1.830**	**261,10**	**4.144**	**171,90**
Dezembro	**3.450**	**486,50**	**3.840**	**112,90**
Total	32.439	3.029	44.920	2.350

Fonte: (*)Sabesp[63]/ (**)Limpurb[16]

Figura 18 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2002

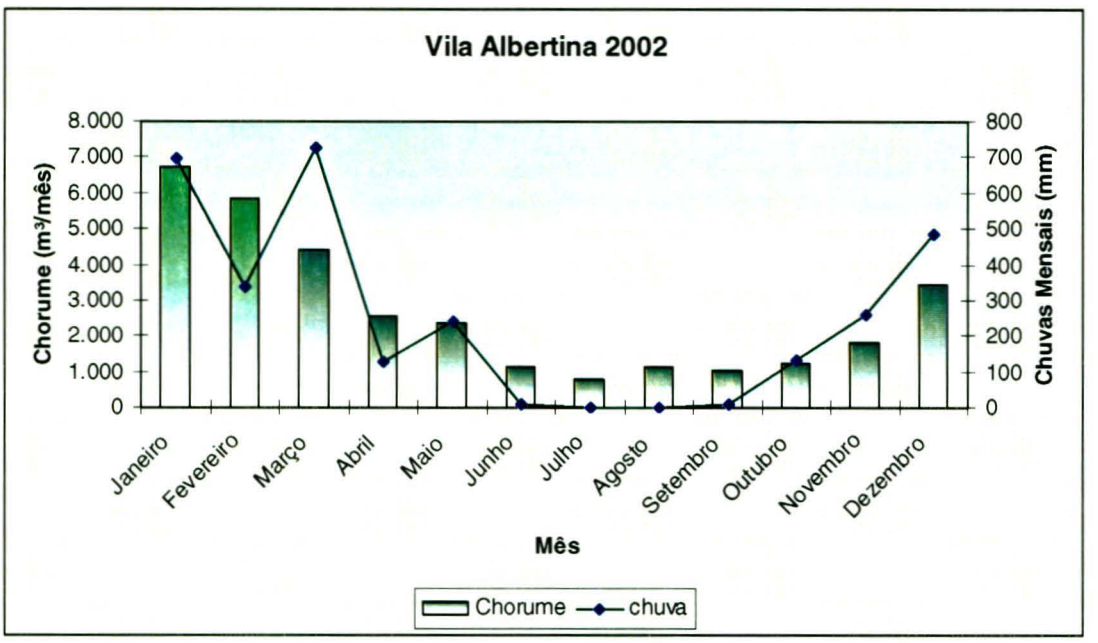
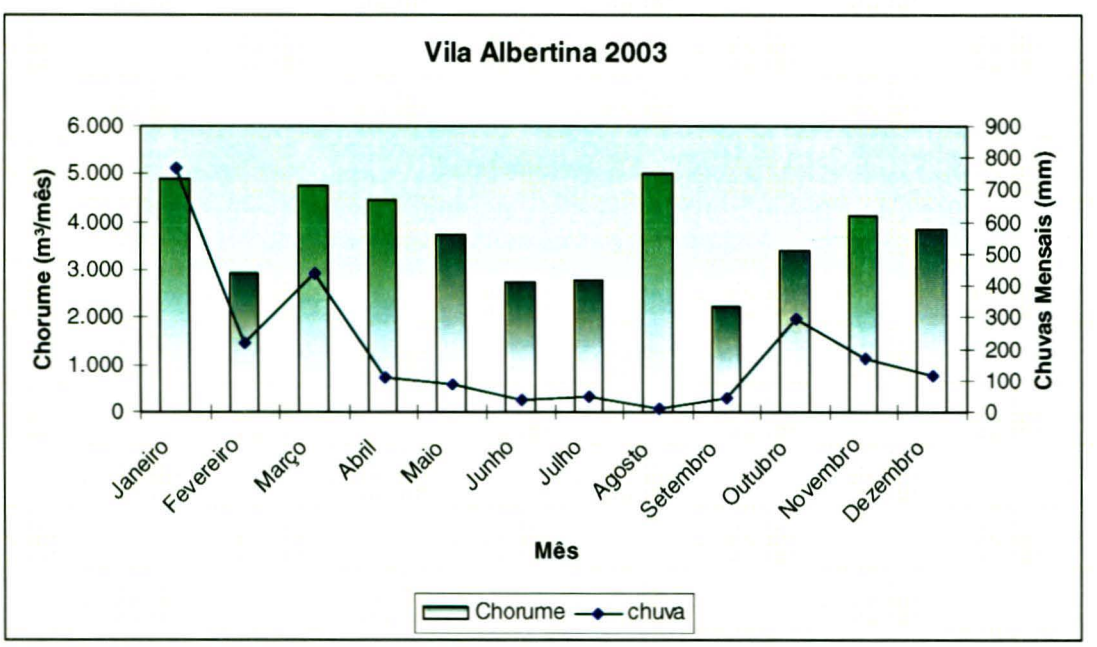


Figura 19 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2003



5.1.2. Aterro Bandeirantes

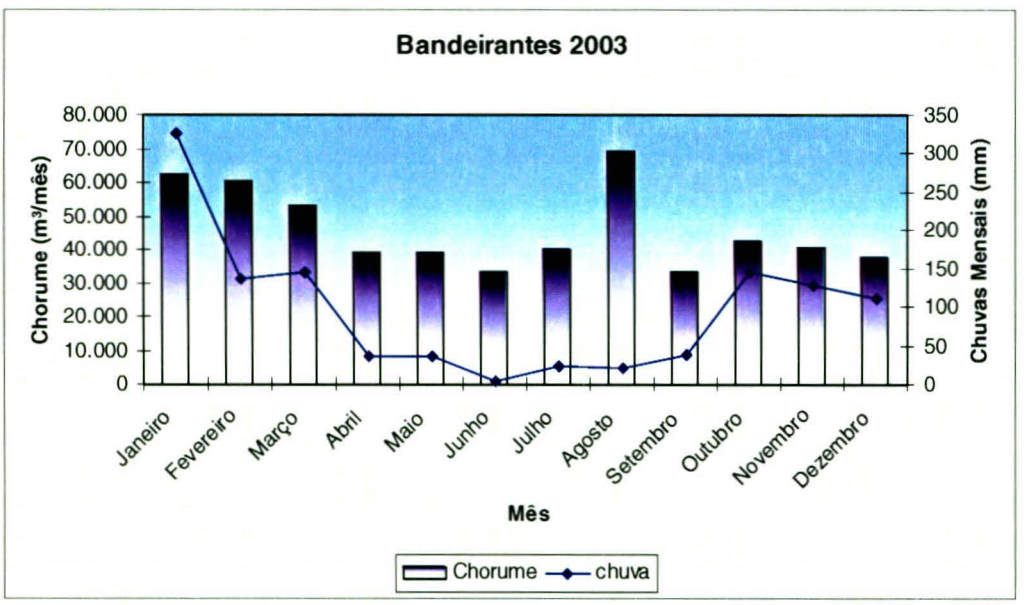
A Tabela 29 apresenta os valores do chorume produzido e das chuvas mensais para o ano de 2003. A Figura 20 mostra o comportamento das variações ocorridas durante o ano.

Tabela 29 – Volumes de chorume e precipitação mensal para o Aterro Bandeirantes em 2003.

	2003	
	Chorume m³/mês (*)	Chuva mm (**)
Janeiro	**62.583**	**325,50**
Fevereiro	**60.337**	**137,30**
Março	**53.181**	**145,90**
Abril	**38.901**	**35,40**
Maio	**38.896**	**36,60**
Junho	**33.263**	**4,80**
Julho	**40.195**	**23,70**
Agosto	**69.441**	**21,20**
Setembro	**33.134**	**37,70**
Outubro	**42.372**	**145,40**
Novembro	**40.464**	**128,80**
Dezembro	**37.782**	**111,00**
Total	550.549	1.153

Fonte: (*)Sabesp[63]/ (**)Limpurb[16]

Figura 20 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2003



5.1.3. Aterro São João

A Tabela 30 apresenta os volumes de chorume e a precipitação mensal para o aterro São João em 2003 e 2004. As Figuras 21 e 22 apresentam a representação gráfica desse comportamento.

Tabela 30 – Volumes de chorume e precipitação mensal para o Aterro São João em 2003 e 2004

	2003		2004	
	Chorume m³/mês (*)	Chuva mm (**)	Chorume m³/mês (**)	Chuva mm (**)
Janeiro	61.932	393,70	54.961	235,70
Fevereiro	55.474	202,50	51.089	318,90
Março	55.890	112,60	62.701	174,50
Abril	51.244	42,70	62.700	237,50
Maio	57.976	23,50	60.451	109,60
Junho	49.390	2,80	58.527	79,00
Julho	52.687	18,40	59.273	88,50
Agosto	50.875	28,00	54.425	5,00
Setembro	39.841	31,90	52.436	28,00
Outubro	41.663	125,00	54.372	108,00
Novembro	36.129	128,10	56.246	239,70
Dezembro	35.936	71,40	50.354	159,60
Total	**589.037**	**1.181**	**677.537**	**1.784**

Fonte: (*)Sabesp[63]/ (**)Limpurb[30]

Figura 21 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2003

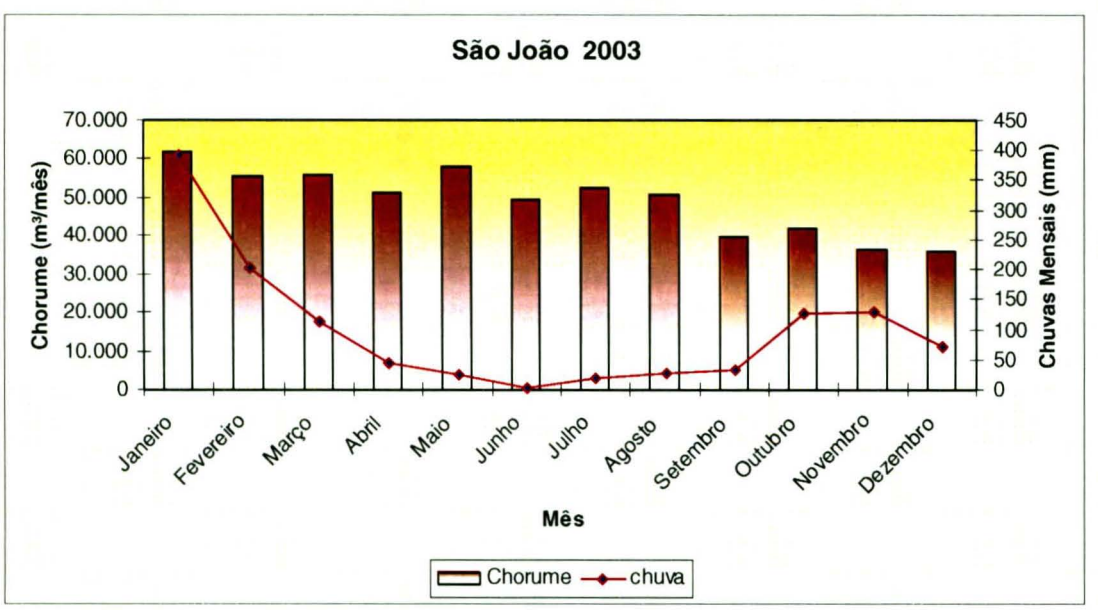
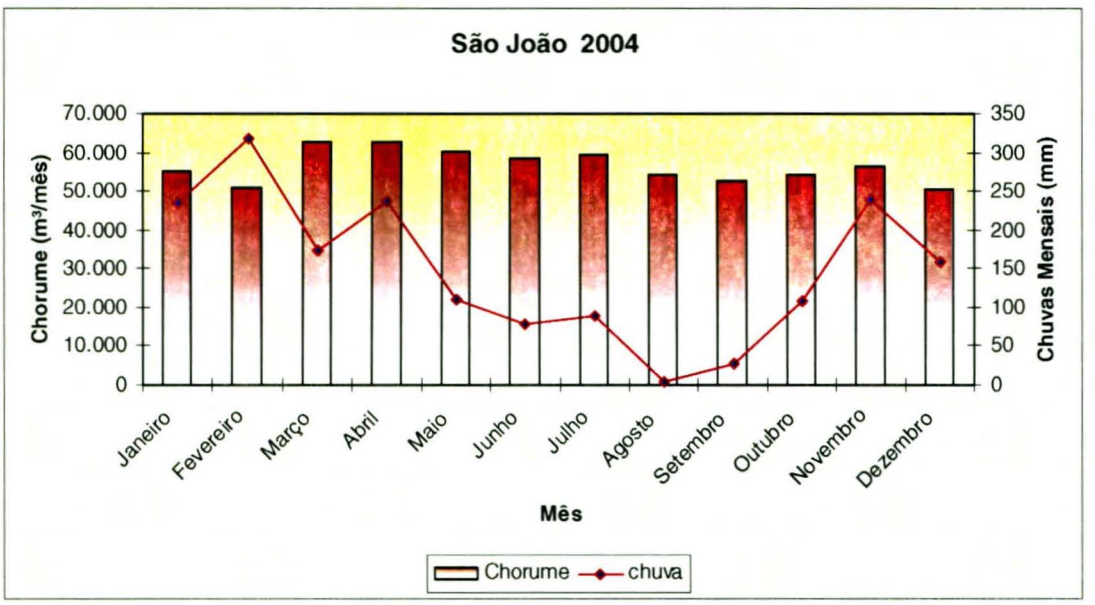


Figura 22 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2004



5.1.4. Aterro Santo Amaro

Os valores observados para a variação da produção de chorume com a precipitação são apresentados na Tabela 31 e Figuras 23 e 24.

Tabela 31 – Volumes de chorume e precipitação mensal para o Aterro Santo Amaro em 2003 e 2004.

	2003		2004	
	Chorume m³/mês (*)	Chuva mm (**)	Chorume m³/mês (*)	Chuva mm (**)
Janeiro	**4.418**	**94,50**	**2.945**	**141,48**
Fevereiro	**7.104**	**129,50**	**6.996**	**170,02**
Março	**6.281**	**104,16**	**6.153**	**77,90**
Abril	**5.446**	**104,27**	**5.640**	**160,95**
Maio	**2.849**	**22,50**	**3.117**	**73,90**
Junho	**5.446**	**11,20**	**2.652**	**46,30**
Julho	**1.230**	**14,90**	**1.464**	**46,10**
Agosto	**2.539**	**15,30**	**1.396**	**0,00**
Setembro	**1.004**	**27,70**	**1.186**	**2,10**
Outubro	**1.325**	**107,50**	**1.869**	**30,35**
Novembro	**1.518**	**22,10**	**2.170**	**30,12**
Dezembro	**1.318**	**78,88**	**4.286**	**21,22**
Total	40.478	733	39.875	800

Fonte: (*)Sabesp[63]/ (**)Limpurb[27]

Figura 23 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2003

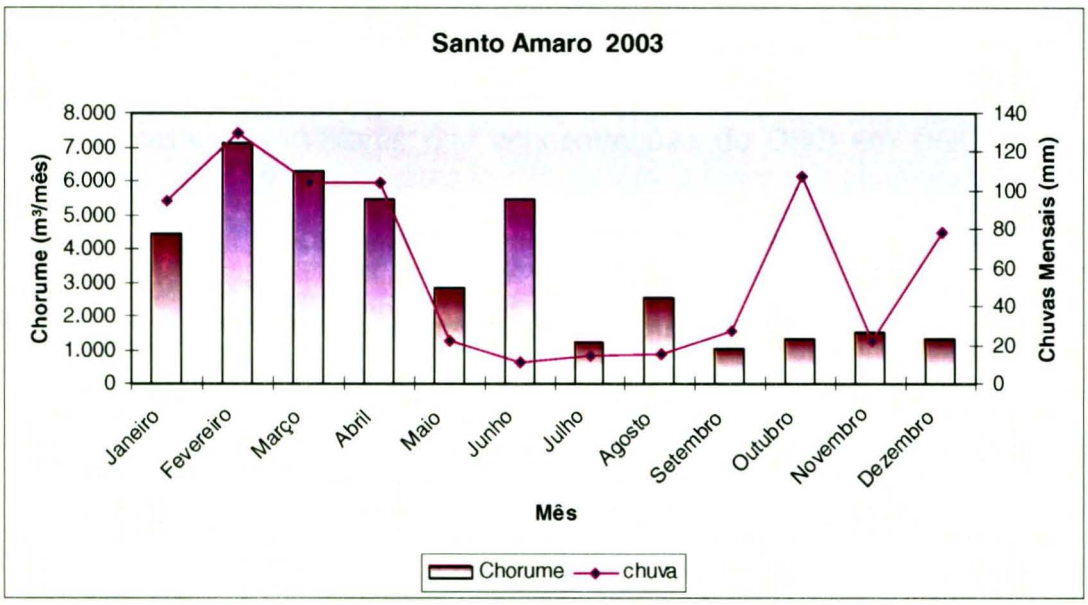
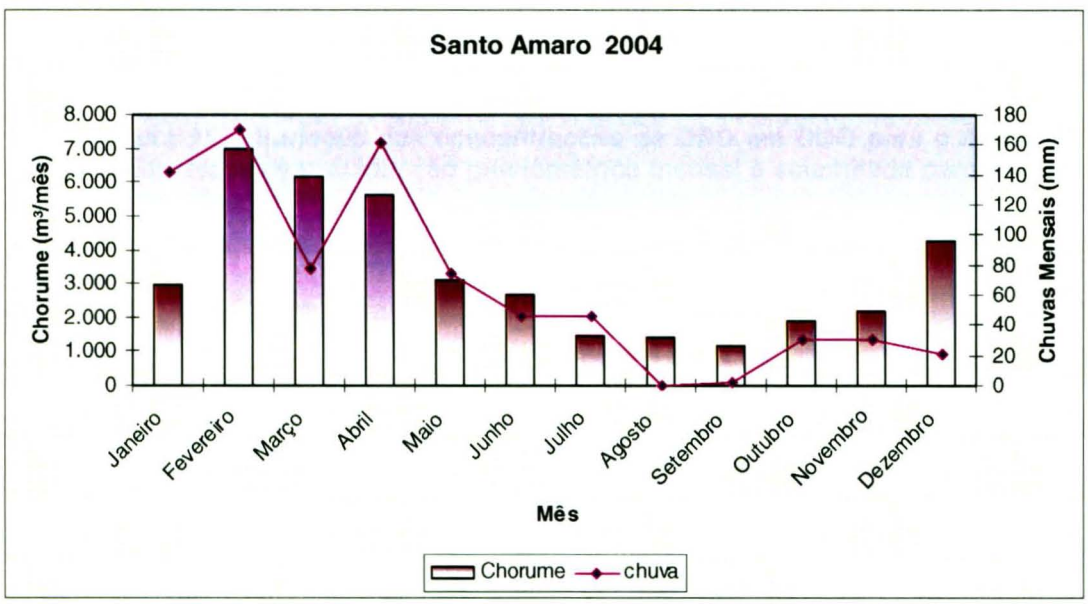


Figura 24 – Variação da produção de chorume em relação à precipitação mensal para o ano de 2004



5.2. Variação da concentração da DBO e DQO com a precipitação

A avaliação da influência da chuva nas concentrações de DBO e DQO será feita com base nos dados das Tabelas 32 a 35 e nas Figuras 25 a 27.

Os parâmetros foram apresentados em relação às chuvas totais mensais e às chuvas acumuladas, buscando verificar as correlações mais significativas.

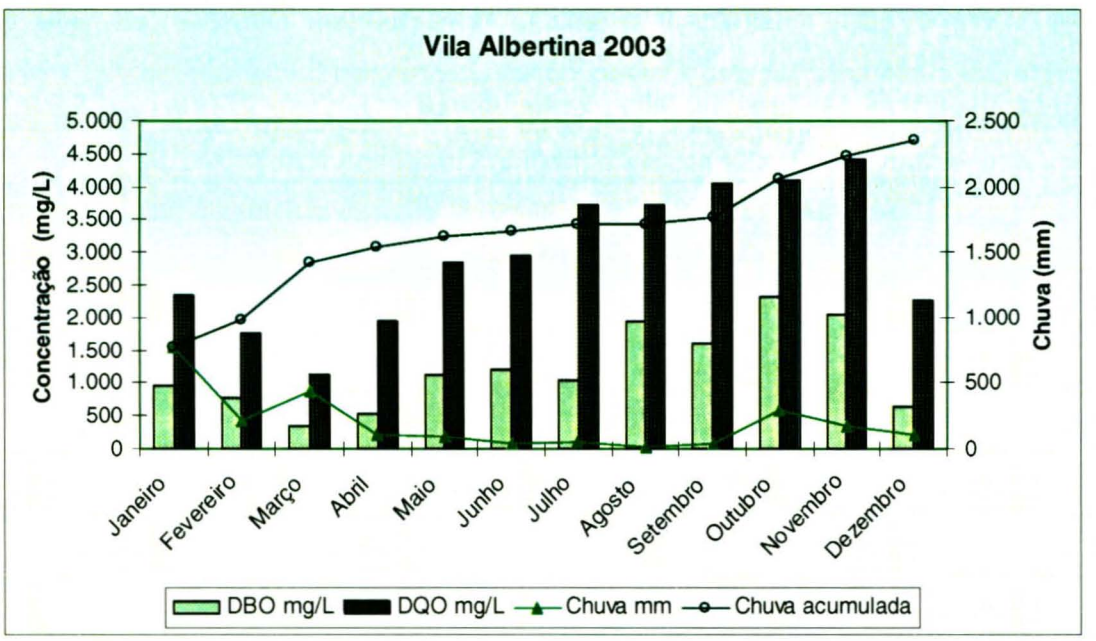
5.2.1. Aterro Vila Albertina

Tabela 32 – Valores das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Vila Albertina e precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.

	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Chuva (mm)	Chuva acumulada (mm)
Janeiro	**945**	**2.350**	**765,6**	**765,6**
Fevereiro	**768**	**1.750**	**217,61**	**983,21**
Março	**350**	**1.110**	**441**	**1424,21**
Abril	**525**	**1.930**	**112**	**1536,21**
Maio	**1119**	**2.850**	**87,2**	**1623,41**
Junho	**1198**	**2.950**	**37,7**	**1661,11**
Julho	**1046**	**3730**	**48,4**	**1709,51**
Agosto	**1932**	**3.730**	**11,2**	**1720,71**
Setembro	**1590**	**4.030**	**45,8**	**1766,51**
Outubro	**2320**	**4.100**	**298,2**	**2064,71**
Novembro	**2059**	**4.410**	**171,9**	**2236,61**
Dezembro	**644**	**2.250**	**112,9**	**2349,51**

Fonte: Limpurb- SSO[62]

Figura 25 – Variação das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Vila Albertina em relação à precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.



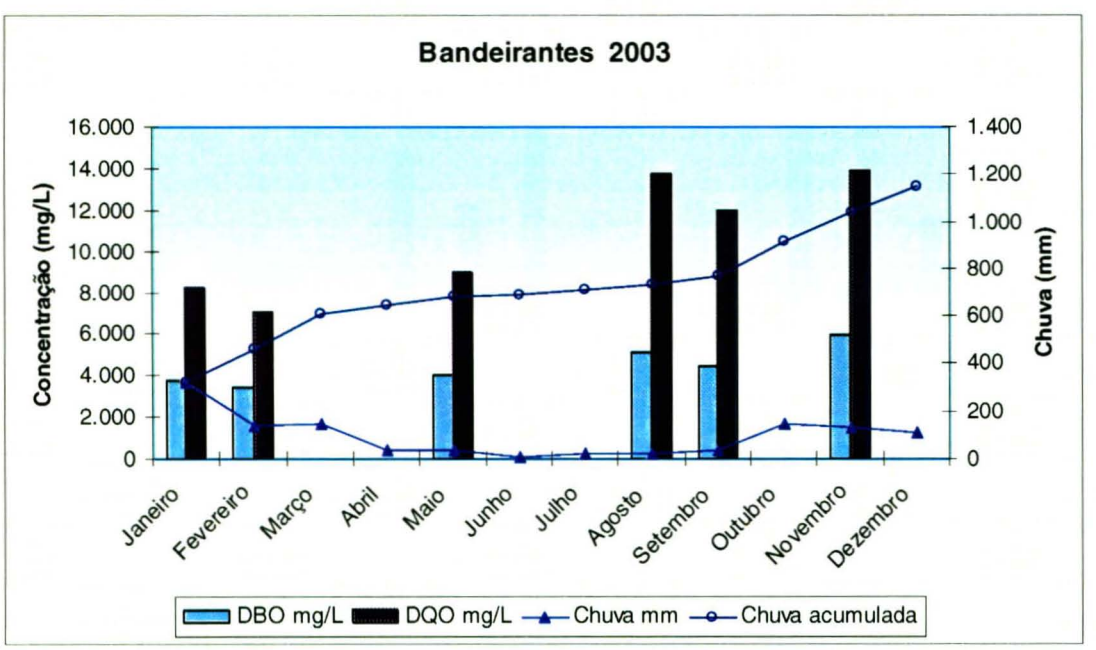
5.2.2. Aterro Bandeirantes

Tabela 33 – Valores das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Bandeirantes e precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.

	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Chuva (mm)	Chuva acumulada (mm)
Janeiro	**3752**	**8250**	**325,5**	**325,5**
Fevereiro	**3461**	**7030**	**137,3**	**462,8**
Março			**145,9**	**608,7**
Abril			**35,4**	**644,1**
Maio	**4046**	**8965**	**36,6**	**680,7**
Junho			**4,8**	**685,5**
Julho			**23,7**	**709,2**
Agosto	**5121**	**13737**	**21,2**	**730,4**
Setembro	**4400**	**11939**	**37,7**	**768,1**
Outubro			**145,4**	**913,5**
Novembro	**5978**	**13910**	**128,8**	**1042,3**
Dezembro			**111**	**1153,3**

Fonte: Limpurb[25]

Figura 26 – Variação das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Bandeirantes em relação à precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.



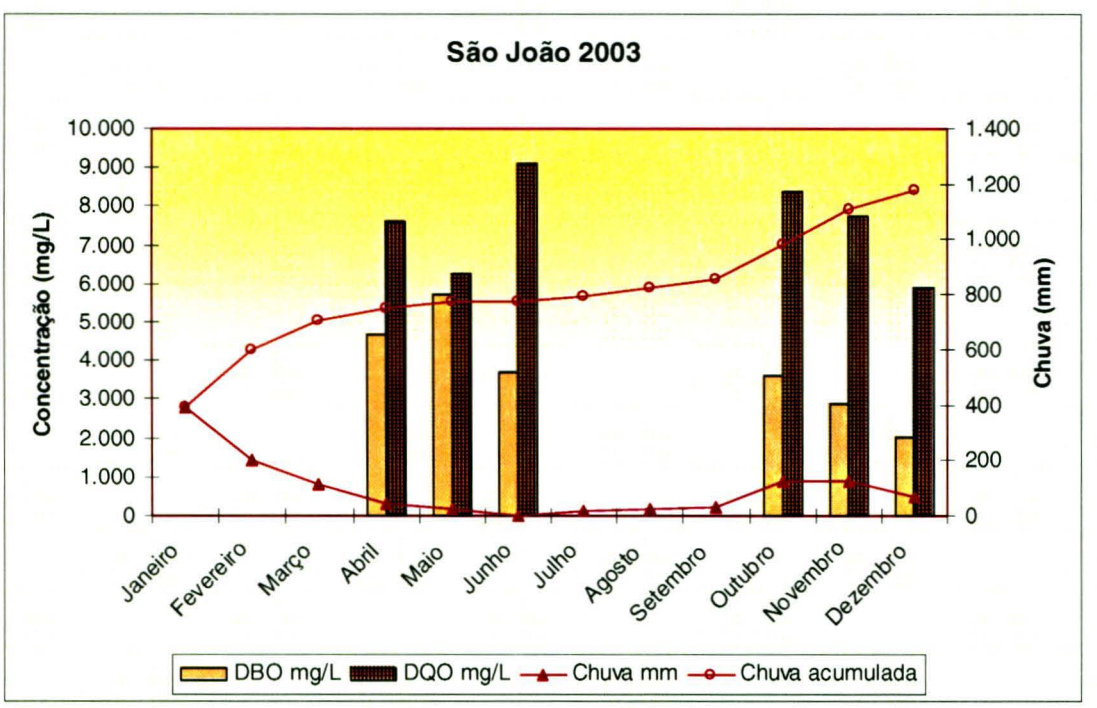
5.2.3. Aterro São João

Tabela 34 – Valores das concentrações de DBO em DQO para o Aterro São João e precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.

	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Chuva (mm)	Chuva acumulada (mm)
Janeiro			**393,700**	**393,7**
Fevereiro			**202,500**	**596,2**
Março			**112,600**	**708,8**
Abril	**4663**	**7610**	**42,700**	**751,5**
Maio	**5725**	**6249**	**23,500**	**775**
Junho	**3677**	**9084**	**2,800**	**777,8**
Julho			**18,400**	**796,2**
Agosto			**28,000**	**824,2**
Setembro			**31,900**	**856,1**
Outubro	**3600**	**8400**	**125,000**	**981,1**
Novembro	**2880**	**7760**	**128,100**	**1109,2**
Dezembro	**2040**	**5900**	**71,400**	**1180,6**

Fonte: Limpurb[30]

Figura 27 – Variação das concentrações de DBO em DQO para o Aterro São João em relação à precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.



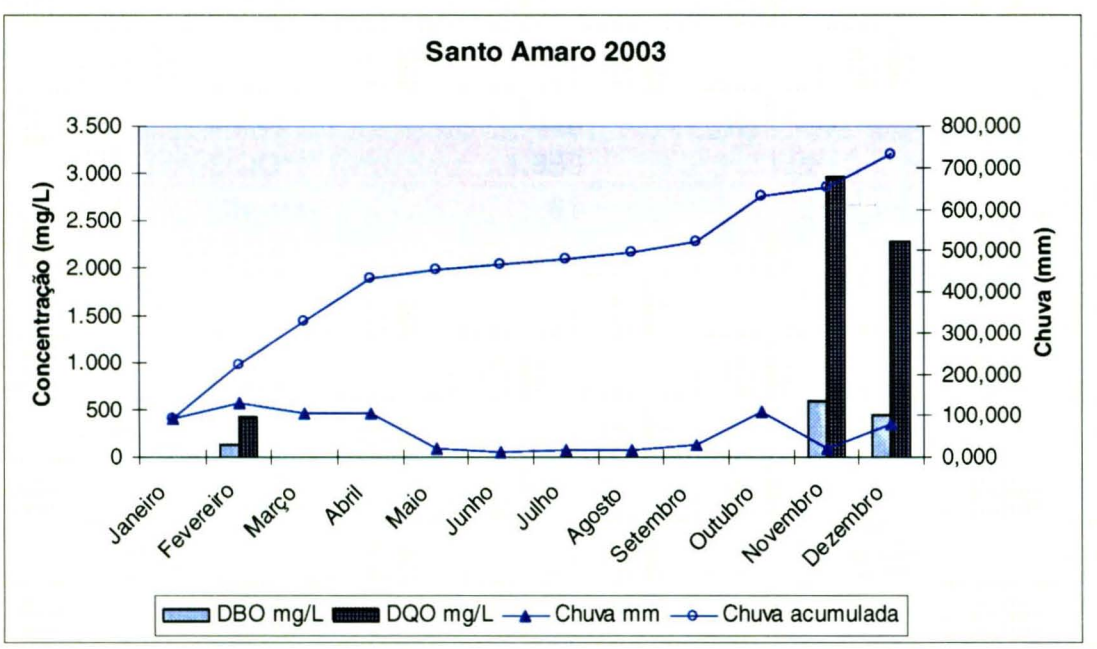
5.2.4. Aterro Santo Amaro

Tabela 35 – Valores das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Santo Amaro e precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.

	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Chuva (mm)	Chuva acumulada (mm)
Janeiro			**94,500**	**94,5**
Fevereiro	**134**	**419**	**129,500**	**224**
Março			**104,160**	**328,16**
Abril			**104,270**	**432,43**
Maio			**22,500**	**454,93**
Junho			**11,200**	**466,13**
Julho			**14,900**	**481,03**
Agosto			**15,300**	**496,33**
Setembro			**27,700**	**524,03**
Outubro			**107,500**	**631,53**
Novembro	**591**	**2971**	**22,100**	**653,63**
Dezembro	**439**	**2279**	**78,880**	**732,51**

Fonte: Limpurb[27]

Figura 28 – Variação das concentrações de DBO em DQO para o Aterro Santo Amaro em relação à precipitação pluviométrica mensal e acumulada para o ano de 2003.



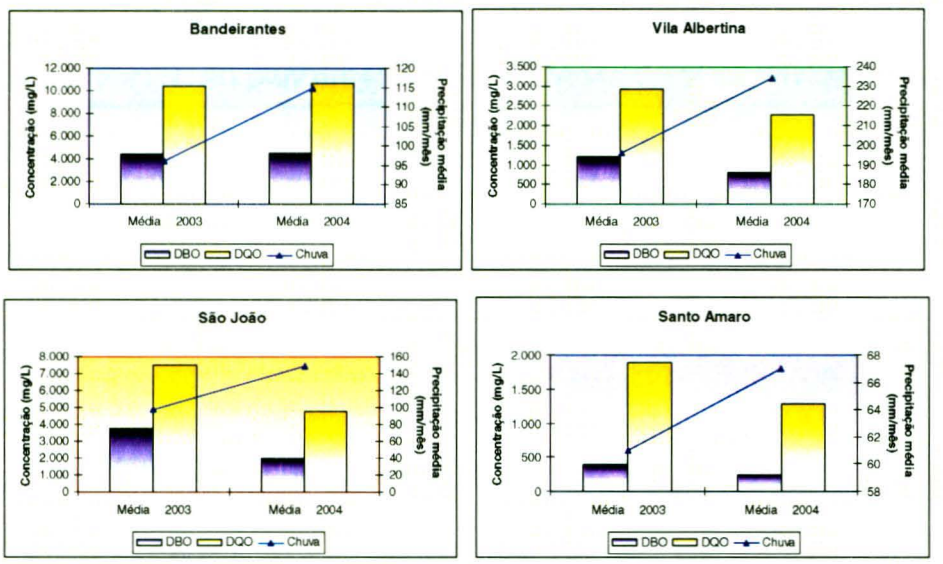
5.2.5. Variação da DBO e DQO com a precipitação. Valores médios.

Observando-se os valores apresentados anteriormente nas Figuras 25 a 28, verifica-se que em alguns meses as concentrações de DBO e DQO apresentaram os comportamentos esperados, variando inversamente com a precipitação, apresentando maiores valores nos meses de estiagem e concentrações mais reduzidas nos meses de maior precipitação mensal. Na Tabela 36 e na Figura 29, apresentamos os valores médios para os anos de 2003 e 2004. Os resultados mostram mais claramente essas variações, exceto para o Aterro Bandeirantes, onde as concentrações de DBO e DQO permaneceram quase constantes, apresentando até um pequeno aumento com o aumento das chuvas.

Tabela 36 – Valores médios de precipitação (em mm), DBO e DQO (em mg/L) para os aterros municipais no período de 2003 a 2004.

Parâmetros	Média 2003	Média 2004
	Bandeirantes	
DBO	**4.376**	**4.494**
DQO	**10.396**	**10.664**
Chuva	**96**	**115**
	Santo Amaro	
DBO	**388**	**241**
DQO	**1.890**	**1.284**
Chuva	**61**	**67**
	São Joao	
DBO	**3.764**	**2.000**
DQO	**7.501**	**4.773**
Chuva	**98**	**149**
	Vila Albertina	
DBO	**1.208**	**807**
DQO	**2.933**	**2.274**
Chuva	**196**	**234**

Figura 29 – Variação da DBO e DQO com a precipitação. Valores médios



5.3. Variação da concentração de metais com a precipitação

A avaliação da variação da concentração de metais no chorume com a precipitação será apresentada para os parâmetros zinco e níquel. Os demais metais analisados, na maioria das vezes apresentaram valores de concentração menores que o limite de detecção do aparelho utilizado na análise, permanecendo constantes ao longo do período.

Nas Tabelas 37 a 40 e Figuras 30 a 33 são apresentados os valores para o zinco e o níquel em relação aos índices pluviométricos.

5.3.1. Aterro Vila Albertina

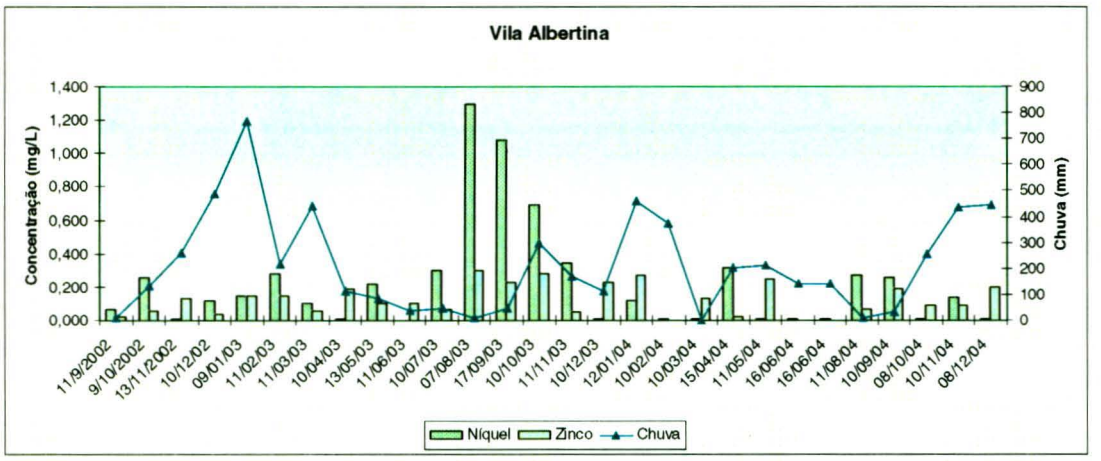
Tabela 37 – Concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Vila Albertina e precipitação pluviométrica para os anos de 2002, 2003 e 2004.

Data	Níquel * mg/L	Zinco * mg/L	Chuva mm
set-02	0,07	0,02	9,900
out-02	0,26	0,06	134,000
nov-02	0,01	0,13	261,100
dez-02	0,12	0,04	486,500
jan-03	0,15	0,15	765,6
fev-03	0,28	0,15	217,61
mar-03	0,1	0,06	441
abr-03	0,01	0,19	112
mai-03	0,22	0,1	87,2
jun-03	0,002	0,1	37,7
jul-03	0,3	0,07	48,4
ago-03	1,3	0,3	11,2
set-03	1,08	0,23	45,8
out-03	0,69	0,28	298,2
nov-03	0,35	0,05	171,9
dez-03	0,01	0,23	112,9
jan-04	0,12	0,27	459,3
fev-04	0,01	0,003	373,4
mar-04	0,01	0,13	0
abr-04	0,32	0,02	205,2
mai-04	0,01	0,25	214,1
jun-04	0,01	0,003	143,3
jun-04	0,01	0,003	143,3
ago-04	0,27	0,07	10,2
set-04	0,26	0,19	32,9
out-04	0,01	0,09	256,5
nov-04	0,14	0,09	435,9
dez-04	0,01	0,2	445,3

Fonte: Limpurb[62]

(*) Os valores em destaque apresentaram resultados menores que o limite de detecção

Figura 30 – Variação das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Vila Albertina em relação à precipitação pluviométrica para os anos de 2002, 2003 e 2004.



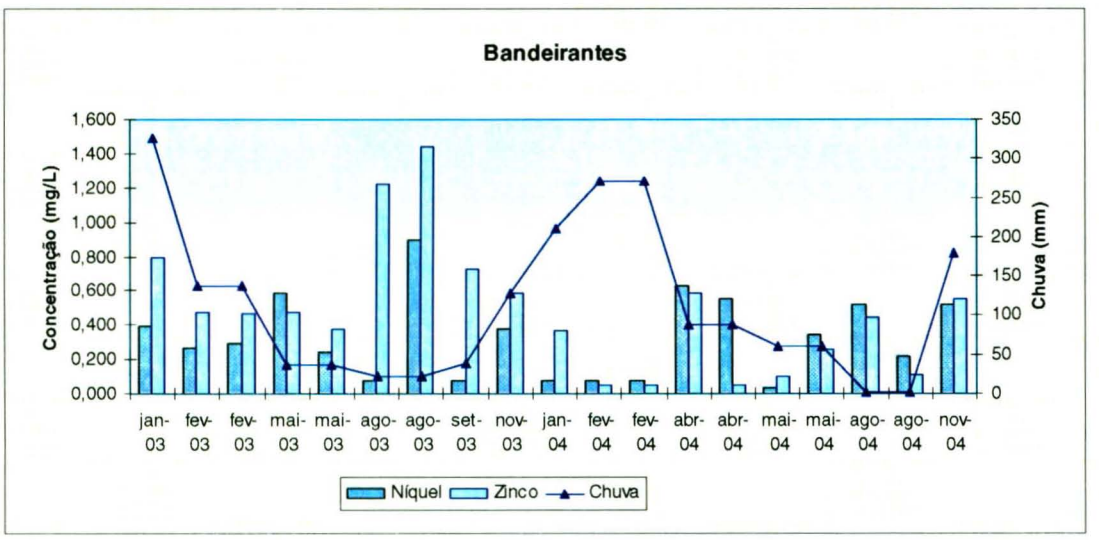
5.3.2. Aterro Bandeirantes

Tabela 38 – Concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Bandeirantes e precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004.

Data	Níquel * mg/L	Zinco * mg/L	Chuva mm
jan-03	0,390	0,800	325,5
fev-03	0,270	0,480	137,3
fev-03	0,290	0,470	137,3
mai-03	0,590	0,480	36,6
mai-03	0,240	0,380	36,6
ago-03	0,075	1,220	21,2
ago-03	0,900	1,440	21,2
set-03	0,075	0,730	37,7
nov-03	0,380	0,590	128,8
jan-04	0,075	0,370	210,1
fev-04	0,075	0,050	271,5
fev-04	0,075	0,050	271,5
abr-04	0,630	0,590	88,6
abr-04	0,550	0,050	88,6
mai-04	0,032	0,100	60
mai-04	0,340	0,260	60
ago-04	0,520	0,440	1,5
ago-04	0,220	0,110	1,5
nov-04	0,520	0,550	179

(*) Os valores em destaque apresentaram resultados menores que o limite de detecção

Figura 31 – Variação das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Bandeirantes em relação à precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004.



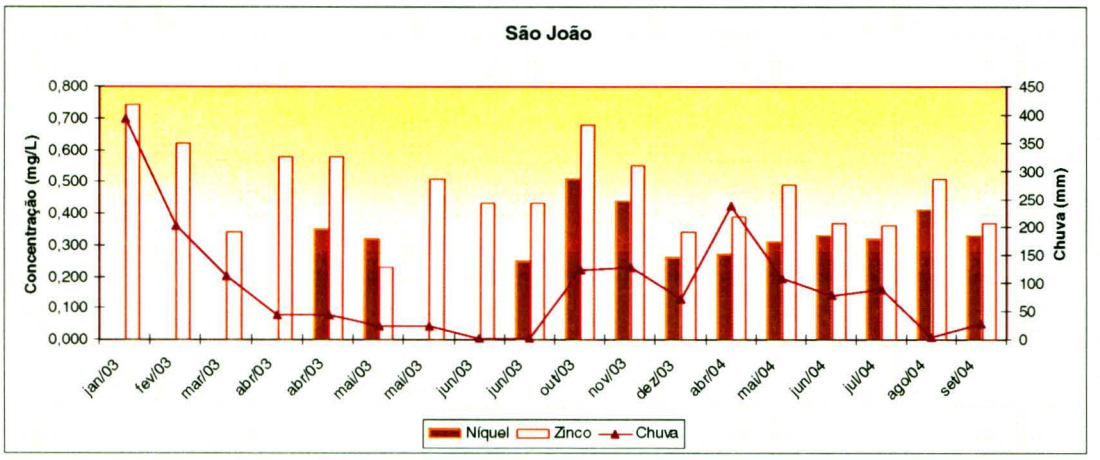
5.3.3. Aterro São João

Tabela 39 – Valores das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro São João e precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004.

Data	Níquel mg/L	Zinco mg/L	Chuva mm
jan-03	Não disponível	0,74	393,700
fev-03	Não disponível	0,62	202,500
mar-03	Não disponível	0,34	112,600
abr-03	Não disponível	0,58	42,700
abr-03	0,35	0,58	42,700
mai-03	0,32	0,23	23,500
mai-03	Não disponível	0,51	23,500
jun-03	Não disponível	0,43	2,800
jun-03	0,25	0,43	2,800
out-03	0,51	0,68	125,000
nov-03	0,44	0,55	128,100
dez-03	0,26	0,34	71,400
abr-04	0,27	0,39	237,500
mai-04	0,31	0,49	109,600
jun-04	0,33	0,37	79,000
jul-04	0,32	0,36	88,500
ago-04	0,41	0,51	5,000
set-04	0,33	0,37	28,000

Fonte: Limpurb[21]

Figura 32 – Variação das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro São João em relação à precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004.



5.3.4. Aterro Santo Amaro

Para o aterro Santo Amaro os valores apresentados para o chorume se referem as caixas/tanques que acumulam o chorume que abastece os caminhões que o transportam para o tratamento.

Tabela 40 – Valores das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Santo Amaro e precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004.

Data	Níquel* mg/L	Zinco* mg/L	Chuva mm
fev-03	0,08	Não disponível	129,500
fev-03	0,05	Não disponível	129,500
fev-03	0,05	Não disponível	129,500
fev-03	Não disponível	0,05	14,900
fev-03	Não disponível	0,04	14,900
fev-03	Não disponível	0,18	14,900
fev-03	0,2	0,3	15,300
fev-03	0,2	0,2	15,300
fev-03	0,2	0,5	15,300
fev-03	0,3	0,05	27,700
fev-03	0,4	0,05	27,700
fev-03	0,3	Não disponível	27,700
fev-03	Não disponível	0,05	107,500
fev-03	Não disponível	0,05	107,500
fev-03	Não disponível	0,8	107,500
fev-03	0,4	0,05	22,100
fev-03	0,3	0,05	22,100
fev-03	0,8	Não disponível	22,100

... continuação da **Tabela** 40.

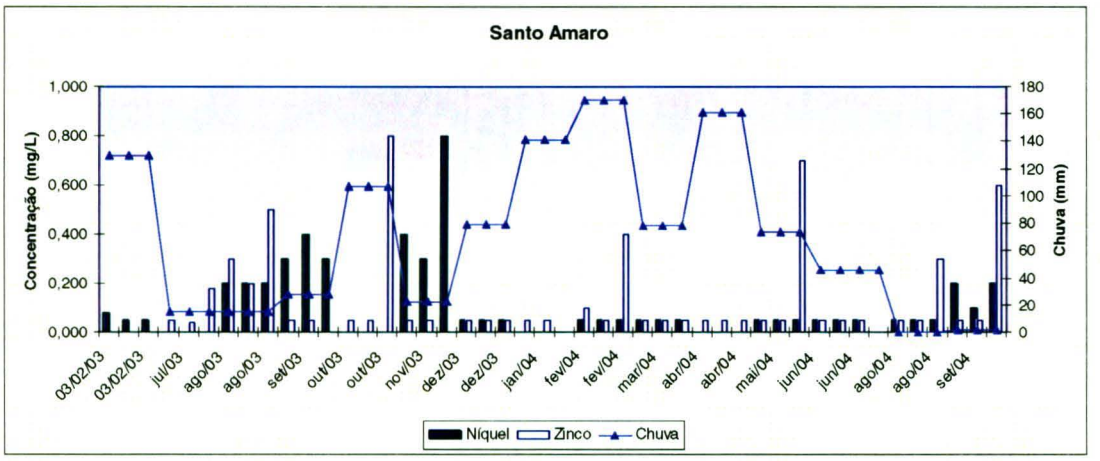
Data	Níquel* mg/L	Zinco* mg/L	Chuva mm
fev-03	0,05	0,05	78,880
fev-03	0,05	0,05	78,880
fev-03	0,05	0,05	78,880
fev-03	Não disponível	0,05	141,480
fev-03	Não disponível	0,05	141,480
fev-03	Não disponível	Não disponível	141,480
fev-03	0,05	0,1	170,020
fev-03	0,05	0,05	170,020
mar-03	0,05	0,4	170,020
mar-03	0,05	0,05	77,900
mar-03	0,05	0,05	77,900
mar-03	0,05	0,05	77,900
mar-03	Não disponível	0,05	160,950
mar-03	Não disponível	0,05	160,950
mar-03	Não disponível	0,05	160,950
mar-03	0,05	0,05	73,900
mar-03	0,05	0,05	73,900
mar-03	0,05	0,7	73,900
mar-03	0,05	0,05	46,300
mar-03	0,05	0,05	46,300
mar-03	0,05	0,05	46,300
mar-03	Não disponível	Não disponível	46,100
mar-03	0,05	0,05	0,000
mar-03	0,05	0,05	0,000
mar-03	0,05	0,3	0,000
mar-03	0,2	0,05	2,100
mar-03	0,1	0,05	2,100
mar-03	0,2	0,6	2,100

Fonte: Limpurb[27]

(*) Os valores em destaque apresentaram resultados menores que o limite de detecção

Analisando-se as Tabelas 37 a 40 e as Figuras 30 a 33 verifica-se que o comportamento dos metais avaliados obedece ao padrão esperado, diminuindo a sua concentração com o aumento das chuvas.

Figura 33 – Variação das concentrações de Níquel e Zinco para o Aterro Santo Amaro em relação à precipitação pluviométrica para os anos de 2003 e 2004.



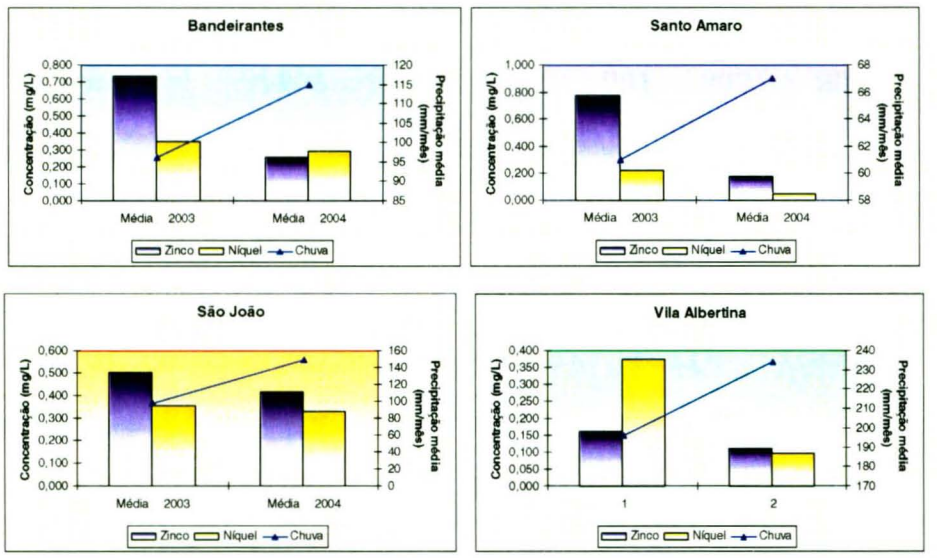
Variação dos metais com a precipitação. Valores médios.

Na Tabela 41 são apresentados os valores médios para os aterros municipais nos anos de 2003 e 2004. A análise da Figura 34 mostra este comportamento para os quatro aterros em questão.

Tabela 41 – Valores médios de precipitação (em mm), Zinco e Níquel (em mg/L) para os aterros municipais no período de 2003 a 2004.

Parâmetros	Média 2003	Média 2004
	Bandeirantes	
Zinco	0,732	0,257
Níquel	0,348	0,292
Chuva	96	115
	Santo Amaro	
Zinco	0,773	0,173
Níquel	0,225	0,049
Chuva	61	67
	São Joao	
Zinco	0,503	0,415
Níquel	0,355	0,328
Chuva	98	149
	Vila Albertina	
Zinco	0,159	0,110
Níquel	0,374	0,095
Chuva	196	234

Figura 34 – Variação das concentrações de Zinco e Níquel com a precipitação. Valores médios



5.4. Chorume "velho" e chorume "novo"

Para avaliar a variação das características do chorume "velho" com o chorume "novo" serão apresentados alguns resultados obtidos para alguns grupos de células dos aterros, buscando verificar se os padrões esperados podem ser verificados nos aterros em estudo.

5.4.1. Comparação entre células do mesmo aterro

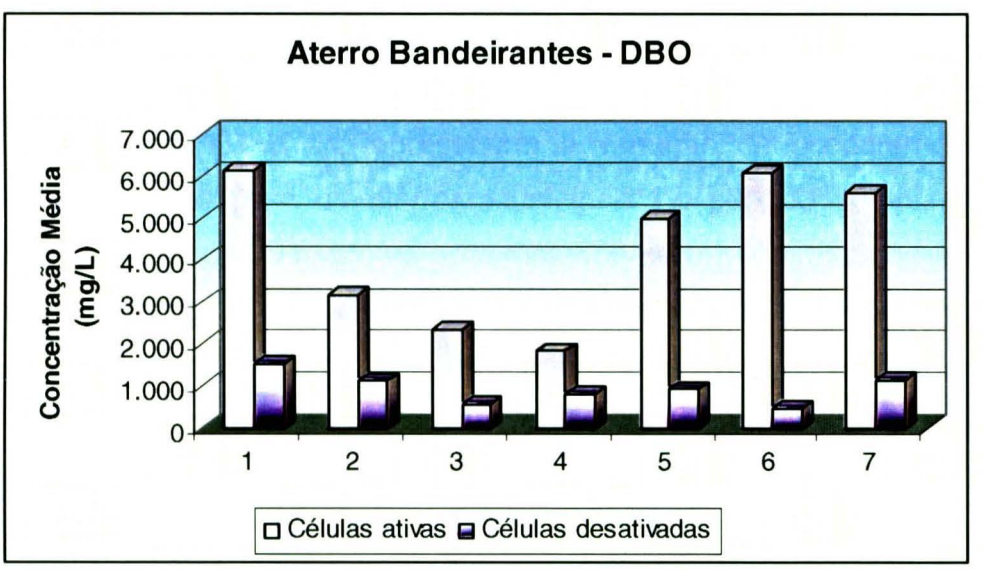
As Figuras 35 e 36 apresentam respectivamente as variações na concentração média de DBO e DQO para o Aterro Bandeirantes entre 1998 e 2004. Os valores apresentados na Tabela 42 referentes às células ativas, são provenientes das células 4 e 5 (AS4-5) do Aterro Bandeirantes, que estão atualmente em operação, recebendo diariamente resíduos sólidos para disposição final. Os valores correspondentes às células desativadas são os valores médios encontrados para as células AS1 e AS2 do aterro, já desativadas, estando há mais de 10 anos sem receber resíduos para disposição final.

Tabela 42 – Concentrações médias de DBO e DQO em mg/L para o Aterro Bandeirantes em relação as células ativas e as células já desativadas

Período	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
			DBO				
Células ativas	6.140	3.172	2.355	1.837	5.000	6.087	5.603
Células desativadas	1.533	1.114	545	786	923	461	1.156
			DQO				
Células ativas	8.500	7.645	5.629	10.435	12.210	11.553	10.929
Células desativadas	3.575	2.164	2.215	2.554	2.010	2.861	3.119

Fonte: Limpurb[25]

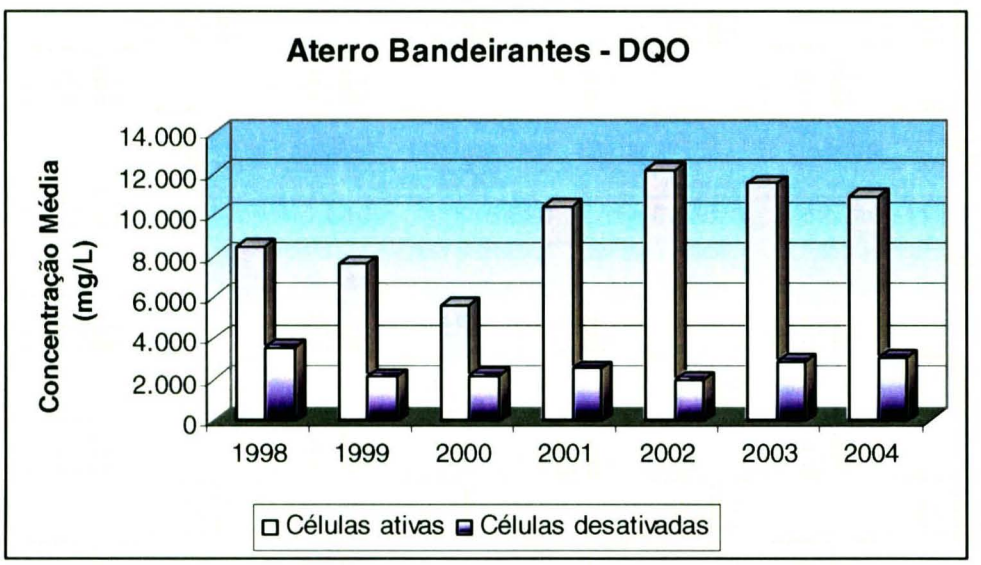
Figura 35 – Concentração média de DBO para o aterro Bandeirantes relativas às células ativas e às células desativadas do aterro.



A análise das Figuras 35 e 36 demonstra claramente que o chorume proveniente das células já desativadas apresenta valores de DBO e DQO bastante inferiores em relação aos valores observados para as células ativas em termos de recebimento de resíduos sólidos, indicando a ocorrência de uma redução significativa da carga orgânica nas células desativadas.

A DBO apresentada para as células ativas é em média 5 vezes superior à DBO das células desativadas, enquanto que para a DQO os valores encontrados são em média 4 vezes maiores.

Figura 36 – Concentração média de DQO para o aterro Bandeirantes relativos às células ativas e às células desativadas do aterro.



5.4.2. Comparação entre vários aterros

As Figuras 37 a 44, apresentam a variação da concentração de alguns parâmetros para os aterros municipais no período compreendido entre 1998 até 2004. Os valores apresentados para o Aterro Bandeirantes são referentes às células ativas em termos de recebimento de resíduos sólidos; para o aterro Santo Amaro foi considerada apenas a contribuição proveniente das células já desativadas, portanto, nos valores considerados, não há nenhuma contribuição dos líquidos originados no transbordo. Desta forma, nesta avaliação, os valores encontrados para os aterros Bandeirantes e São João serão atribuídos ao "chorume novo" e os valores referentes aos aterros Santo Amaro e Vila Albertina caracterizarão o "chorume velho".

O objetivo desta comparação é verificar o comportamento da variação de DBO e DQO, alguns metais e fenol para os aterros que recebem resíduos e para aqueles já desativados. Os valores encontrados caracterizam bem o comportamento descrito na literatura para DBO e DQO, porém, para os metais, não encontramos um padrão de comportamento, pois as maiores

concentrações foram verificadas ora para as células ativas, ora para os aterros já desativados. Os valores obtidos estão apresentados na Tabela 43.

Tabela 43 – Concentração média para os aterros municipais em mg/L (células ativas e aterros desativados)

Período	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
			DBO				
Bandeirantes	6.140	3.172	2.355	1.837	5.000	6.087	5.603
São João	Não disponível	4.600	Não disponível	Não disponível	5.326	3.764	2.000
V. Albertina	1.496	916	Não disponível	441	843	1.208	807
Santo Amaro	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	123	99
			DQO				
Bandeirantes	8.500	7.645	5.629	10.435	12.210	11.553	10.929
São João	Não disponível	9.027	Não disponível	Não disponível	9.334	7.501	4.773
V. Albertina	2.650	2.144	Não disponível	1.963	3.008	2.933	2.274
Santo Amaro	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	1.908	1.264
			Cádmio				
Bandeirantes	0,003	0,009	0,007	0,003	0,002	0,002	0,002
São João	Não disponível	0,020	Não disponível	Não disponível	0,023	0,025	0,020
V. Albertina	0,001	0,004	Não disponível	0,003	0,004	0,003	0,003
Santo Amaro	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	0,051	0,025
			Chumbo				
Bandeirantes	0,050	0,040	0,130	0,050	0,021	0,021	0,021
São João	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	0,146	0,093	0,095
V. Albertina	0,010	0,050	Não disponível	0,075	0,078	0,050	0,050
Santo Amaro	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	0,087	0,025
			Níquel				
Bandeirantes	0,500	0,421	0,166	0,298	0,310	0,453	0,208
São João	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	0,365	0,355	0,328
V. Albertina	0,080	0,148	Não disponível	0,028	0,114	0,374	0,095
Santo Amaro	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	0,206	0,054
			Cobre				
Bandeirantes	0,050	0,033	0,074	0,023	0,003	0,003	0,003
São João	Não disponível	0,040	Não disponível	Não disponível	0,031	0,044	0,050
V. Albertina	0,010	0,023	Não disponível	0,005	0,009	0,025	0,010
Santo Amaro	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	0,115	0,025
			Zinco				
Bandeirantes	2,160	1,540	1,222	0,683	3,230	1,173	0,578
São João		0,580			0,375	0,503	0,415
V. Albertina	0,060	Não disponível	Não disponível	0,070	0,063	0,159	0,110
Santo Amaro	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	0,092	0,034
			Fenol				
Bandeirantes	3,190	3,199	2,268	2,616	6,640	5,253	2,949
São João	Não disponível	2,200	Não disponível	Não disponível	1,240	2,985	3,152
V. Albertina	1,800	1,145	Não disponível	1,058	0,873	0,835	0,607
Santo Amaro	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	0,191	0,050

As Figuras 37 e 38 apresentam o comportamento da DBO e DQO, respectivamente. Sua observação mostra que os aterros ativos em termos de recebimento de resíduos apresentam concentrações maiores, ou seja, possuem uma carga orgânica maior, como seria o esperado.

Figura 37 – Variação da concentração de DBO para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004.

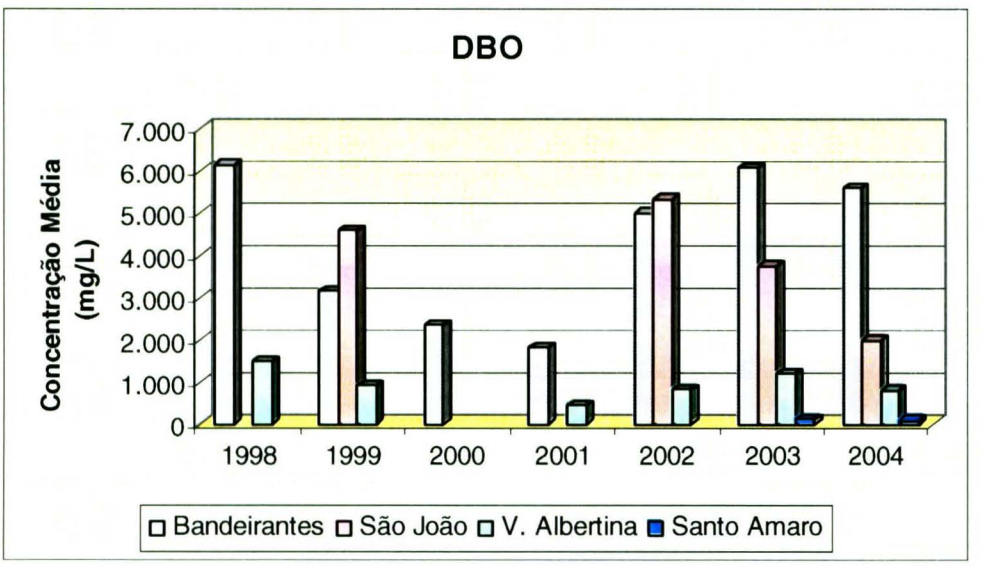
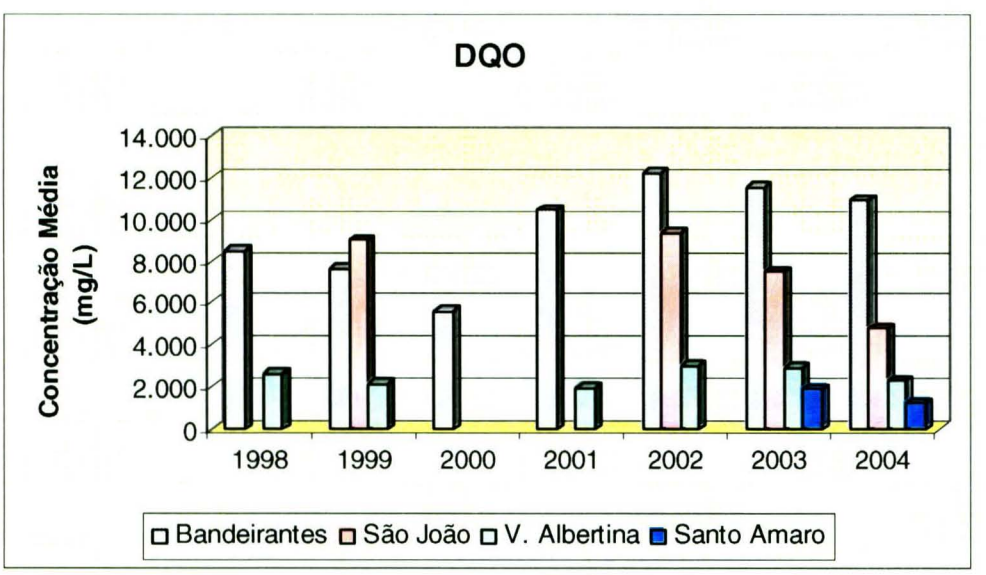


Figura 38 – Variação da concentração de DQO para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004.



As Figuras 39 a 44 apresentam o comportamento do cádmio, chumbo, níquel, cobre, zinco e fenol, nesta ordem.

Figura 39 – Variação da concentração de Cádmio para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004.

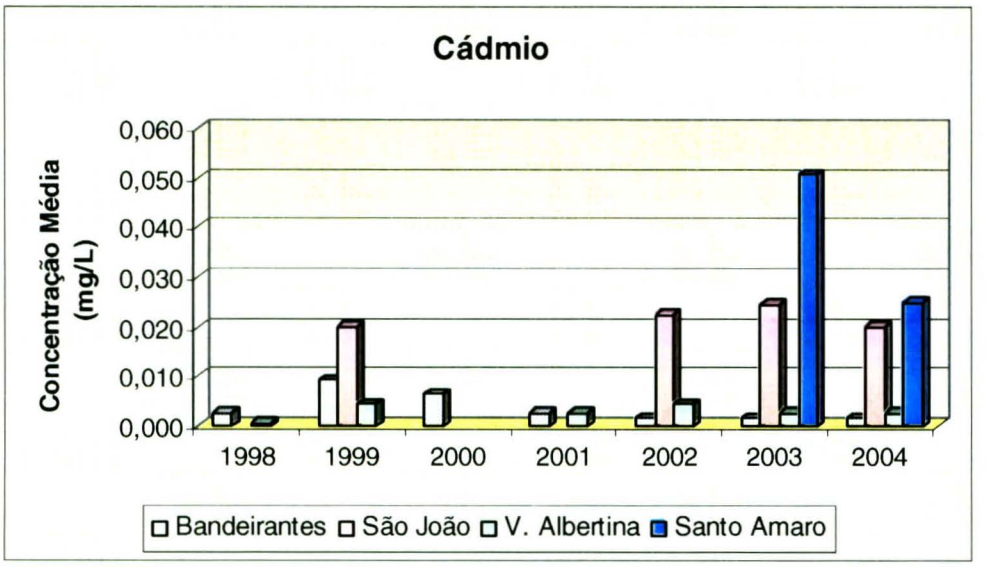


Figura 40 – Variação da concentração de Chumbo para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004.

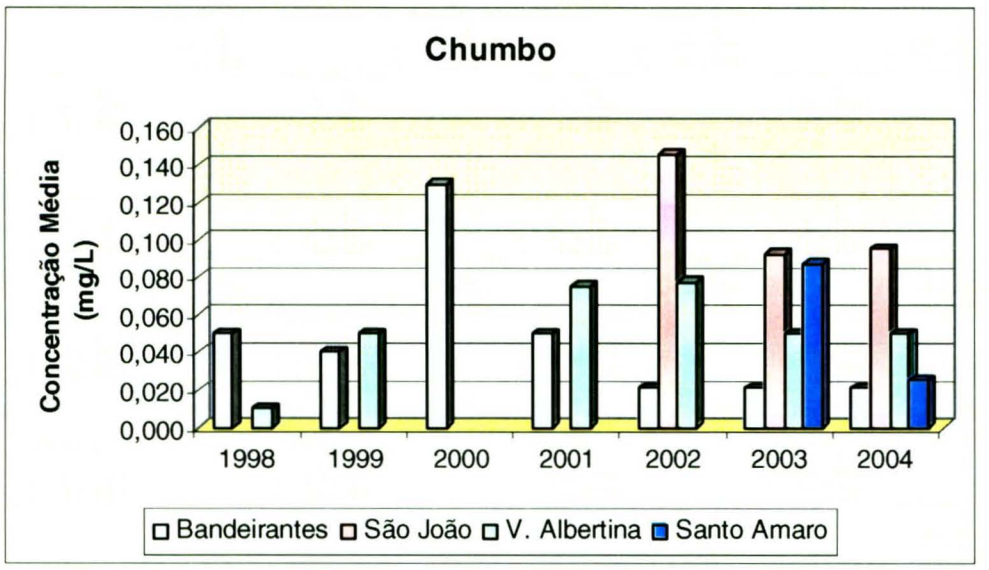


Figura 41 – Variação da concentração de Níquel para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004.

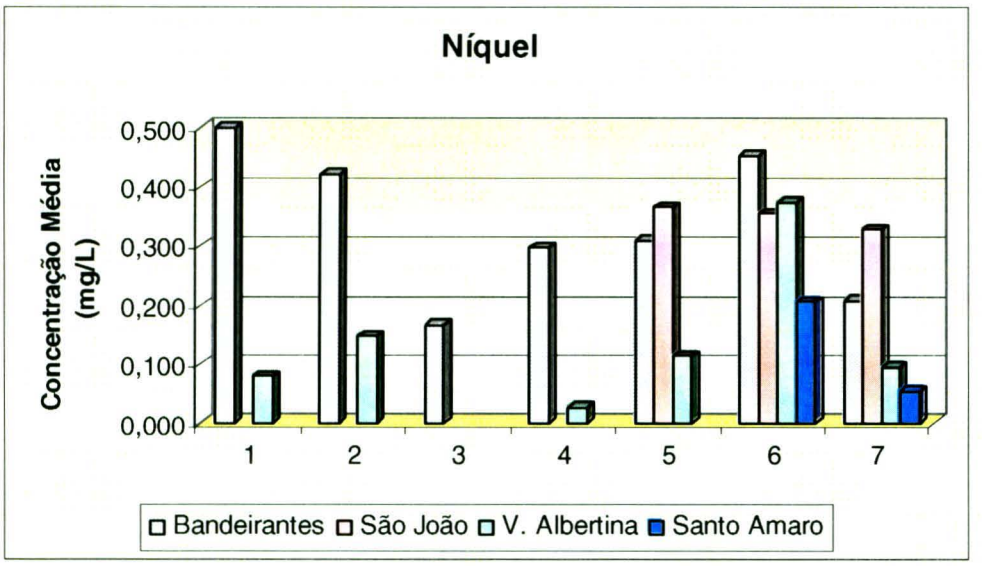


Figura 42 – Variação da concentração de Cobre para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004.

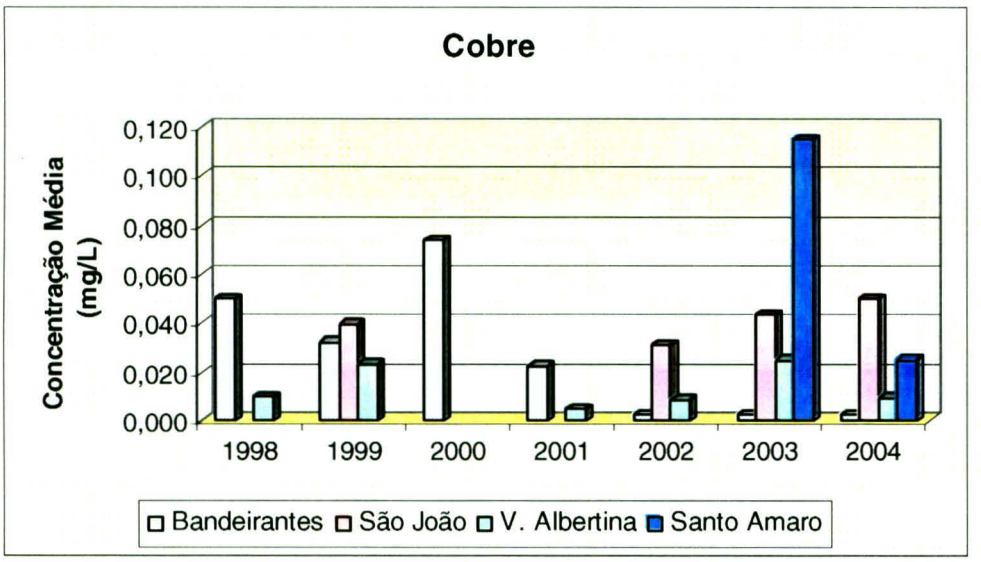


Figura 43 – Variação da concentração de Zinco para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004.

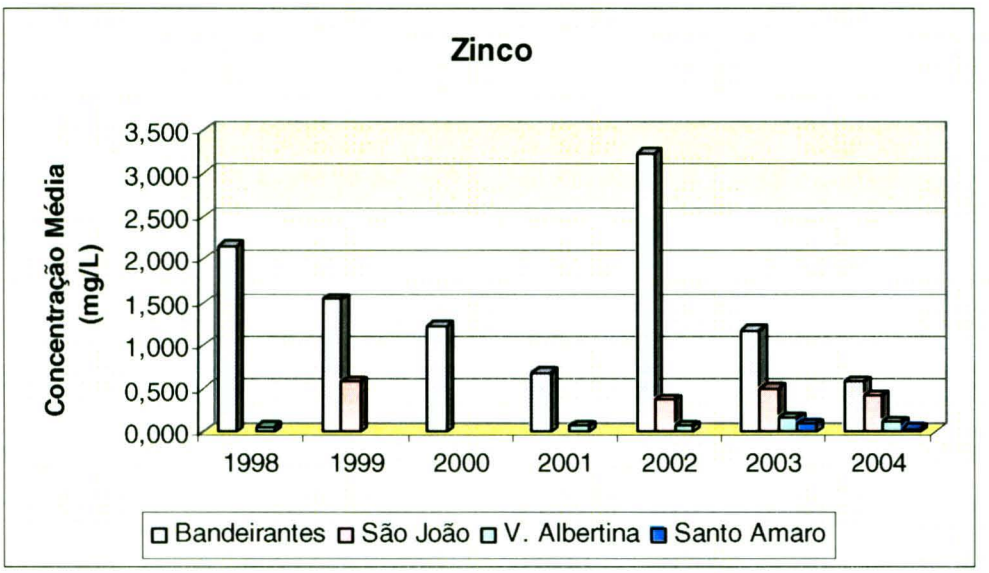
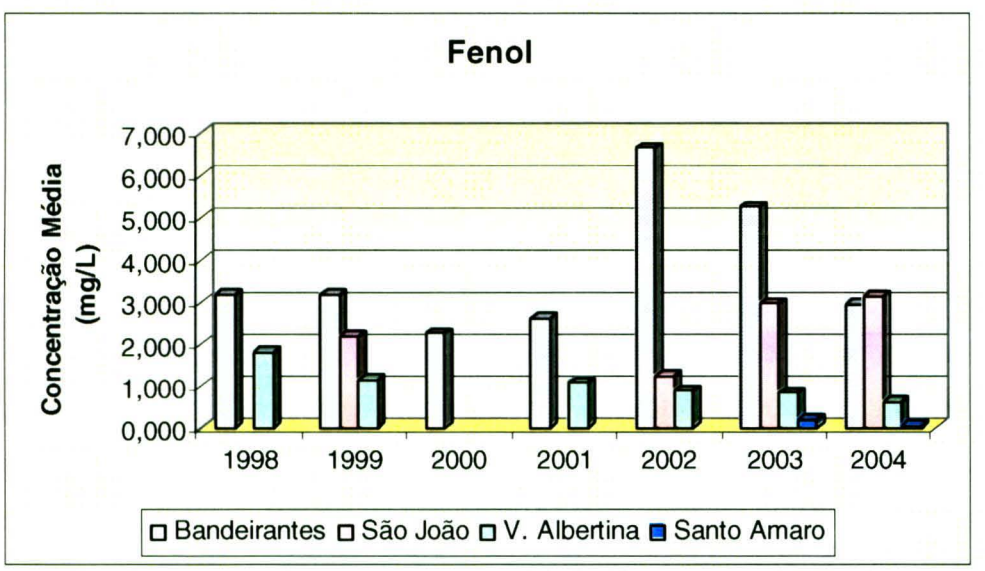


Figura 44 – Variação da concentração de Fenol para os aterros municipais da RMSP no período de 1998 a 2004.



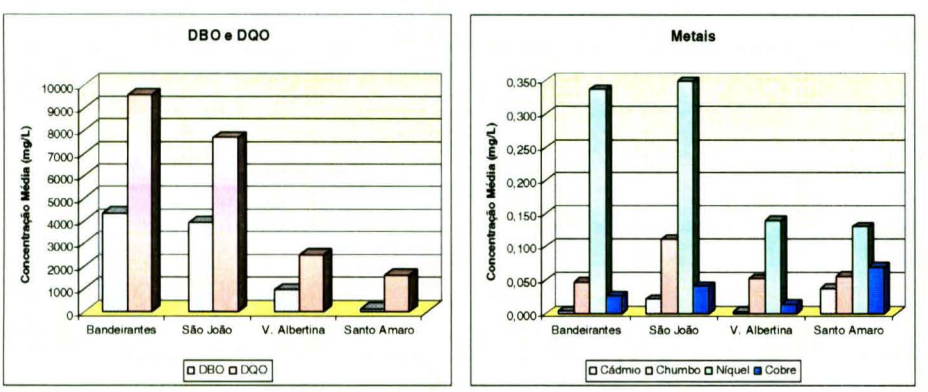
5.4.3. Comparação entre vários aterros. Valores médios

As Tabelas 44 e a Figura 45 apresentam os valores médios encontrados para o período de 1998 até 2004 para os aterros em estudo. Da mesma forma como se demonstrou anteriormente, não foi possível estabelecer uma boa correlação entre o chorume e a idade do aterro, exceto para a DBO e DQO.

Tabela 44 – Valores médios encontrados para os aterros municipais em mg/L, para o período entre 1998 e 2004.

Aterro	DBO	DQO	Cádmio	Chumbo	Níquel	Cobre
Bandeirantes	4313	9557	0,004	0,048	0,337	0,027
São João	3923	7659	0,022	0,111	0,349	0,041
V. Albertina	952	2495	0,003	0,052	0,140	0,014
Santo Amaro	111	1586	0,038	0,056	0,130	0,070

Figura 45 – Valores médios entre 1998 e 2004. DBO, DQO e metais



A concentração da DBO e DQO foi superior para os aterros Bandeirantes e São João, conforme deveria ocorrer. O mesmo comportamento só foi verificado para o níquel. A maior concentração de Cádmio apresentada foi no aterro Santo Amaro, seguido pelo São João, Bandeirantes e Vila Albertina. As maiores concentrações de Chumbo se referem aos aterros encerrados, e o Cobre teve sua maior concentração no Aterro Santo Amaro, seguido pelo São João e o Bandeirantes.

5.5. Volume de chorume recebido nas ETEs

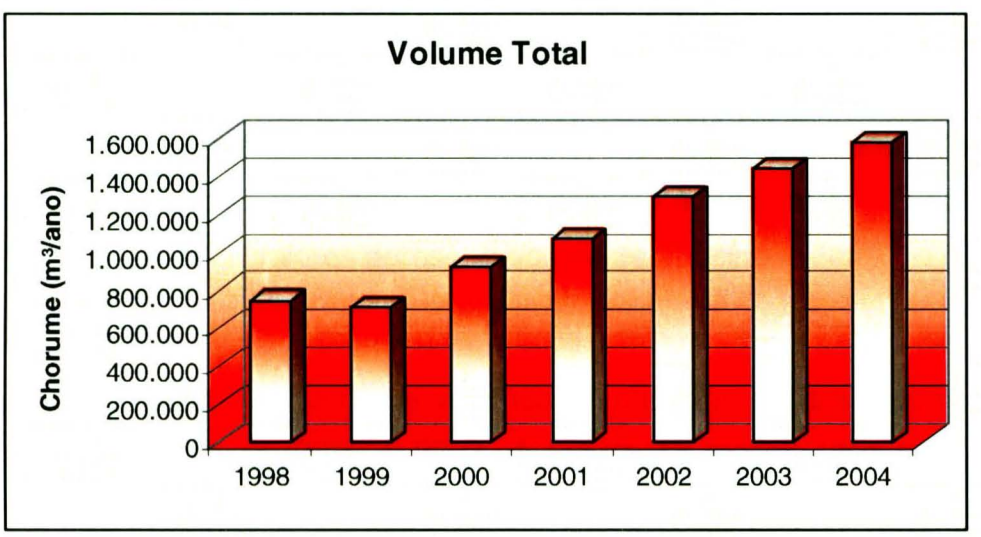
5.5.1. Volume de chorume recebido em Barueri

Na Tabela 45 são apresentados os volumes de chorume encaminhados para a ETE Barueri no período de 1998 até 2004.

Tabela 45 - Volumes de chorume encaminhados para Barueri (m^3/ano)

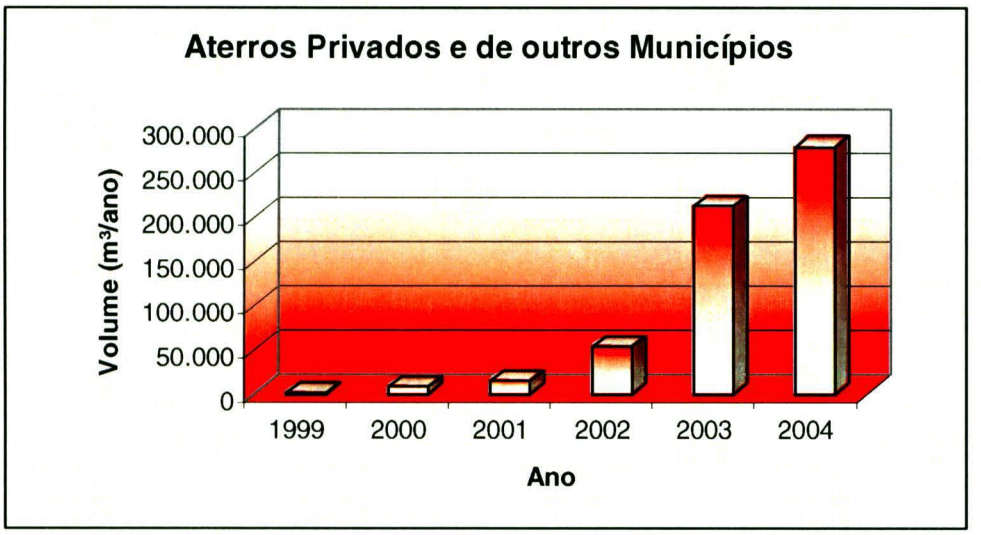
	Bandeirantes	São João	Santo Amaro	Vila Albertina	Transbordo	Outros	TOTAL	Média Diária
1998	364.517	294.998	53.807	33.856	0	0	747.178	2.047
1999	317.791	309.352	22.464	47.379	8.177	1.643	706.806	1.936
2000	435.759	407.437	42.924	23.401	8.040	7.138	924.699	2.533
2001	481.385	489.130	49.880	29.610	6.379	14.862	1.071.2[illegible]	2.935
2002	554.285	587.331	56.969	32.439	5.091	53.984	1.290.0[illegible]	3.535
2003	550.549	589.037	40.478	44.920	4.568	211.943	1.441.4[illegible]	3.949
2004	595.181	677.537	39.875	49.485	4.568	208.352	1.574.9[illegible]	4.315

Figura 46 – Evolução da quantidade de chorume recebida em Barueri



Os dados levantados apontam que o volume de chorume sofreu um aumento de 827.820 m^3 de chorume em 6 anos, ou seja, um aumento de 211% em relação ao volume de chorume tratado em 1998 na ETE Barueri. Este volume corresponde a um acréscimo médio de 137.970 m^3 de chorume ao ano.

Figura 47 – Evolução da quantidade de chorume recebida em Barueri proveniente dos aterros operados pela iniciativa privada e de outros municípios



Observando a Figura 47 verifica-se um aumento vertiginoso na quantidade do chorume proveniente de aterros operados pela iniciativa privada e outros aterros municipais que não estão sob a responsabilidade da Prefeitura Municipal de São Paulo. Este fato pode ser devido a atuação da CETESB, que é a responsável pelas ações de controle ambiental no Estado de São Paulo e está desenvolvendo um programa dentro do tema "Áreas Contaminadas". Em decorrência dessa intensa fiscalização, os aterros estão buscando alternativas para destinação/tratamento adequado do chorume, o que pode justificar os valores apresentados neste trabalho.

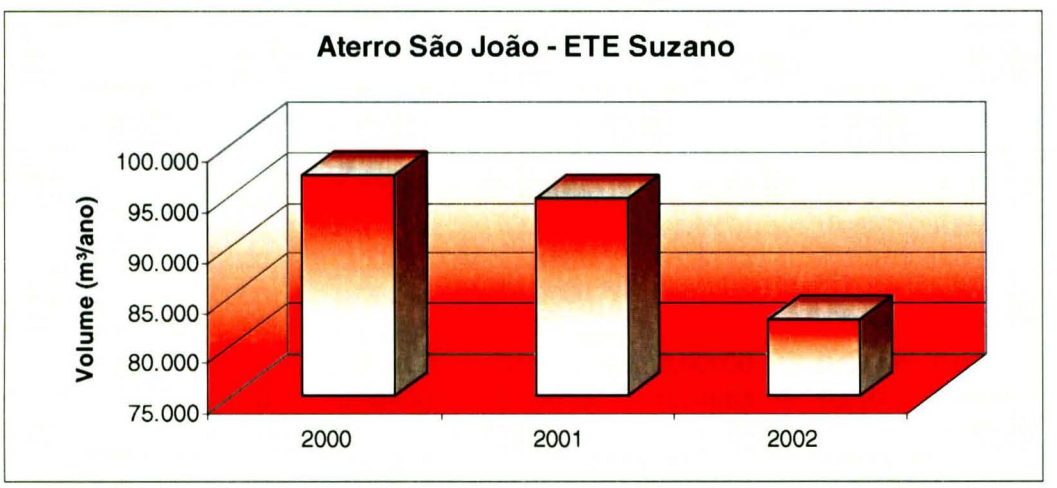
5.5.2. Volume de chorume recebido em Suzano

A Tabela 46 apresenta os volumes de chorume encaminhados para Suzano no período de 2000 a 2002. A Figura 48 mostra uma queda na quantidade do chorume recebido na estação. Este fato se deve a uma imposição da própria ETE que limita o recebimento de chorume em um determinado volume máximo diário, uma vez que a ETE, em função das elevadas contribuições de origem industrial que recebe, apresenta limitações expressivas para o recebimento de cargas adicionais, conforme será verificado a seguir, na análise da folga da estação.

Tabela 46 - Volumes de chorume encaminhados para Suzano

Aterro São João	**2000**	**2001**	**2002**
Volume (m^3/ano)	96.932	94.601	82.490
Média Diária (m^3/dia)	266	259	226

Figura 48 – Evolução da quantidade de chorume recebida em Suzano, proveniente do aterro São João



A Figura 48 mostra uma queda na quantidade do chorume encaminhado para a ETE Suzano. Este fato se deve a uma imposição da própria estação que limita o recebimento de chorume em um determinado volume máximo diário, uma vez que a ETE, em função das elevadas contribuições de origem industrial que recebe, apresenta limitações expressivas para o recebimento de cargas adicionais, conforme será apresentado a seguir.

5.6. Cálculo das cargas afluentes às estações de tratamento

Para avaliar a representatividade do recebimento de chorume nas ETEs da RMSP serão apresentadas as cargas provenientes dos aterros, para diversos poluentes, conforme a Tabela 47.

Tabela 47 - Cargas por poluente para os aterros operados pela PMSP (kg/d)

	Período	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
DBO	Bandeirantes	Não disponível	1.503	1.737	2.243	6.366	6.601	7.329
	São João	Não disponível	3.899	Não disponível	Não disponível	8.570	6.075	3.713
	V. Albertina	139	119	Não disponível	36	75	149	109
	Santo Amaro	129	Não disponível	Não disponível	Não disponível	Não disponível	43	26
	Outros	0	194	209	350	759	1.190	2.400
	Total	**268**	**5.715**	**1.946**	**2.628**	**15.770**	**14.057**	**13.577**
DQO	Bandeirantes	Não disponível	3.474	5.681	7.360	15.110	15.681	17.389
	São João	Não disponível	7.651	Não disponível	Não disponível	15.019	12.104	8.860
	V. Albertina	246	278	Não disponível	159	267	361	308
	Santo Amaro	251	0	Não disponível	Não disponível	Não disponível	210	140
	Outros	0	300	354	782	1.493	2.486	3.665
	Total	**497**	**11.703**	**6.035**	**8.301**	**31.889**	**30.842**	**30.363**
Cádmio	Bandeirantes	0,00000	0,01306	0,00298	0,00330	0,00228	0,00226	0,00245
	São João	0,00000	0,01695	0,00000	0,00000	0,03621	0,03954	0,03713
	V. Albertina	0,00005	0,00056	0,00000	0,00020	0,00039	0,00031	0,00034
	Santo Amaro	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00416	0,00562	0,00273
	Outros	0	0,00084	0,00105	0,00364	0,00607	0,00931	0,01148
	Total	**0,00005**	**0,03141**	**0,00404**	**0,00714**	**0,04910**	**0,05705**	**0,05412**
Chumbo	Bandeirantes	0,00000	0,03192	0,05969	0,06594	0,03189	0,03168	0,03424
	São João	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,23533	0,14928	0,17635
	V. Albertina	0,00093	0,00649	0,00000	0,00608	0,00689	0,00615	0,00678
	Santo Amaro	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,01405	0,01817	0,00273
	Outros	0	0,00460	0,00613	0,04963	0,21031	0,27653	0,34185
	Total	**0,00093**	**0,04301**	**0,06582**	**0,12165**	**0,49847**	**0,48180**	**0,56194**
Níquel	Bandeirantes	0,00000	0,13205	0,21937	0,39016	0,85041	0,52541	0,47688
	São João	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,58733	0,57290	0,60947
	V. Albertina	0,00742	0,01915	0,00000	0,00223	0,01011	0,04607	0,01294
	Santo Amaro	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,02499	0,00531
	Outros		0,00296	0,00642	0,04925	0,10777	0,16161	0,15782
	Total	**0,00742**	**0,15416**	**0,22579**	**0,44164**	**1,55562**	**1,33097**	**1,26242**
Cobre	Bandeirantes	0,00000	0,01741	0,06268	0,03407	0,00380	0,00377	0,00408
	São João	0,00000	0,03390	0,00000	0,00000	0,05029	0,07060	0,09281
	V. Albertina	0,00093	0,00303	0,00000	0,00041	0,00078	0,00308	0,00130
	Santo Amaro	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00624	0,01262	0,00273
	Outros	0	0,00340	0,00574	0,01594	0,02864	0,03085	0,04316
	Total	**0,00093**	**0,05775**	**0,06842**	**0,05042**	**0,08974**	**0,12093**	**0,14408**
Zinco	Bandeirantes	0,00000	0,48467	0,79690	0,70559	1,99694	1,10445	0,41907
	São João	0,00000	0,49157	0,00000	0,00000	0,60342	0,81093	0,77035
	V. Albertina	0,00557	0,00000	0,00000	0,00568	0,00555	0,01959	0,01485
	Santo Amaro	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,04110	0,08576	0,01889
	Outros	0	0,02787	0,03728	0,10993	0,19494	0,27442	0,31722
	Total	**0,00557**	**1,00411**	**0,83418**	**0,82120**	**2,84197**	**2,29515**	**1,54038**
Fenol	Bandeirantes	0,00000	2,31741	1,86690	2,32120	10,44030	4,49489	3,54499
	São João	0,00000	1,86459	0,00000	0,00000	1,99532	4,81719	5,85033
	V. Albertina	0,16696	0,14863	0,00000	0,08579	0,07754	0,10271	0,08225
	Santo Amaro	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,13631	0,01904	0,00546
	Outros	0	0,00778	0,01229	0,03180	0,28522	0,53135	1,23849
	Total	**0,16696**	**4,33840**	**1,87919**	**2,43879**	**12,93469**	**9,96519**	**10,72153**

5.7. Carga máxima admissível e da folga da ETE

Na Tabela 48 são apresentados os limites de referência adotados neste estudo para o cálculo da carga máxima admissível. Os valores do limite para biossólido foram convertidos para mg/L, adotando-se o teor de sólidos no lodo desidratado igual a 25% e a densidade do lodo igual a 1,2.

Tabela 48: Limites de referência adotados para o cálculo da carga máxima admissível

Poluente	Inibição ao processo de lodos ativados US EPA430/9-87 mg/L	Inibição a Digestão anaeróbia US EPA 430/9-87 mg/L	Lançamento no corpo receptor CONAMA 357 mg/L	Utilização do lodo na agricultura Biossólido US EPA 40CF Part 503	
				mg/kg	mg/L
Cádmio	1	20	0,2	85	25,5
Chumbo	0,1	340	0,5	840	252
Cobre	1	40	1,0	4300	1290
Cromo total	1	110	0,5	-	-
Fenóis	50	686	0,5	-	-
Níquel	1	10	2,0	420	126
Zinco	0,08	400	5,0	7500	2250

Na Tabela 49 estão apresentados os valores calculados pelo Toxchem para Barueri e a concentração máxima admissível no afluente da ETE.

Tabela 49 – Cálculo da concentração máxima admissível no afluente – ETE Barueri (valores em mg/L)

Poluente	Concentração máxima admissível no afluente da estação	Concentração no esgoto afluente ao tanque de aeração	Concentração no lodo afluente a digestão	Concentração no efluente final da estação	Concentração no lodo desidratado
Cádmio	**0,025**	0,164	3,046	0,012	25,76
Chumbo	**0,081**	0,108	5,505	0,058	46,22
Cobre	**0,110**	0,985	16,220	0,043	137,40
Cromo total	**0,080**	1,017	15,760	0,028	-
Fenóis	**65,000**	26,970	165,800	0,513	-
Níquel	**1,000**	0,989	8,725	0,970	62,39
Zinco	**0,076**	0,076	0,391	0,0054	327,20

Na Tabela 49 as células em destaque significam que o limite máximo teórico estabelecido foi atingido, ou seja, de acordo com o resultado da simulação, o recebimento de cádmio no afluente da estação numa concentração superior a 0,025 mg/L poderia inviabilizar a disposição agrícola

do lodo. O recebimento de fenol na ETE em concentrações maiores que 65 mg/L, levaria a produção de um efluente final com concentração de fenol acima do limite exigido pela legislação. Para os outros metais avaliados, o fator limitante foi o próprio tratamento biológico por lodos ativados, sendo um resultado, no mínimo interessante, pois o recebimento de metais numa estação é intuitivamente associado aos efeitos que acarretará no lodo produzido. Pela simulação verifica-se que o recebimento de metais pode inibir o tratamento biológico antes de atingir níveis que possam comprometer a qualidade do lodo gerado.

Na Tabela 50 são apresentados os valores correspondentes as cargas recebidas em Barueri e Suzano, as cargas máximas admissíveis e a "folga" para as substâncias avaliadas. Os dados demonstram que a ETE Barueri já ultrapassou o limite estabelecido para o recebimento de cobre, cromo e zinco, não havendo folga na ETE para o recebimento desses metais. Na ETE Suzano, os metais que não apresentam mais folga para recebimento são o chumbo, o cromo e o zinco. O No entanto, deve-se ressaltar que os limites teóricos de inibição variam numa faixa muita ampla de valores, como foi observado no item 3.10.2. Alguns autores admitem concentrações de até 20 mg/L para o zinco como limite de inibição ao processo de lodos ativados (valor adotado = 0,08 mg/L); para o cromo o limite pode chegar a 100 mg/L (valor adotado = 1,0 mg/L); para o chumbo, o limite superior da faixa de variação dos valores teóricos de inibição é de 100 mg/L (valor adotado = 0,1 mg/L) e para o cobre, o valor máximo da faixa de variação é de 1,0 mg/L, adotado neste trabalho para realizar as simulações. Com exceção do cobre, o zinco, o chumbo e o cromo estão no limite inferior da faixa de variação e, portanto os limites teóricos adotados podem ter sido muito conservadores, levando ao estabelecimento de uma carga limite muito restritiva.

Tabela 50 – Cálculo da folga (valores em kg/dia)

	Barueri 2004			Suzano 2002		
	Carga observada no afluente	Carga máxima admissível	Folga	Carga observada no afluente	Carga máxima admissível	Folga
Cádmio	3,53	14,13	11	1,15	14,34	13,20
Chumbo	14,04	45,78	32	8,95	8,03	**-0,92**
Cobre	68,77	62,18	**-7**	14,63	20,08	5,45
Cromo Total	64,86	45,22	**-20**	37,23	16,06	**-21,17**
Fenol	116,54	36.739,89	36.623	20,65	48,76	28,11
Níquel	38,62	565,23	527	36,60	54,50	17,90
Zinco	266,51	42,96	**-224**	148,53	7,46	**-141,07**

A Tabela 51 apresenta os valores das concentrações de metais para o lodo de Barueri. De acordo com os dados apresentados, durante o ano de 2004 o lodo produzido na estação atendeu as exigências da legislação para aplicação na agricultura, conforme era esperado de acordo com a simulação realizada.

Tabela 51 – Concentração de metais no lodo desidratado da ETE Barueri (mg/kg)

mês	Cd	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn
Literatura	**85**	**840**	**4300**		**420**	**7500**
jan/04	16	152	661	498	317	2538
fev/04	14	175	716	340	299	2538
mar/04	13	129	695	351	280	2232
abr/04	13	145	717	339	295	2427
mai/04	13	121	728	515	280	2225
jun/04	10	109	665	424	221	2304
jul/04	11	156	800	680	259	2521
ago/04	12	122	735	571	217	2534
set/04	12	131	767	681	256	2680
out/04	12	158	756	766	257	2529
nov/04	11	139	724	688	281	2610
dez/04	8	180	808	740	247	2181
Média	**12**	**143**	**731**	**549**	**267**	**2.443**

Fonte: Relatório de dados operacionais ETE Barueri[66]

5.8. Cálculo da representatividade do chorume na ETE

5.8.1. Volume de chorume em relação ao volume total tratado

A Tabela 52 apresenta a porcentagem do chorume recebido nas ETEs em relação ao volume total afluente à estação. Conforme foi apresentado na Tabela 14, para a maioria das pesquisas realizadas, o recebimento de chorume nas ETEs em quantidade de até 2% em relação ao volume afluente total não provocou alterações significativas na eficiência do processo de tratamento. O volume de chorume recebido em Suzano em 2002 estava abaixo de 0,5% e esta proporção deve se manter ainda nos dias atuais, pois a vazão média da ETE Suzano não mudou e o recebimento de caminhões de chorume é limitado em algumas unidades diárias, conforme já se relatou anteriormente no item 5.5.2. De acordo com a Tabela 52 verifica-se que aproximadamente 95% do chorume recebido nas ETEs do sistema integrado da RMSP é tratado em Barueri.

Tabela 52: Chorume e esgoto afluente a ETE Barueri e Suzano

Vazão média	Suzano			Barueri		
(m^3/dia)	Afluente	Chorume	% chorume	Afluente	Chorume	% chorume
2001	60.682	259	0,43	593.050	2.935	0,49
2002	58.507	226	0,39	545.148	3.535	0,65
2003	50.825	Não disponível	Não disponível	514.044	3.949	0,77
2004	56.650	Não disponível	Não disponível	565.229	4.315	0,76

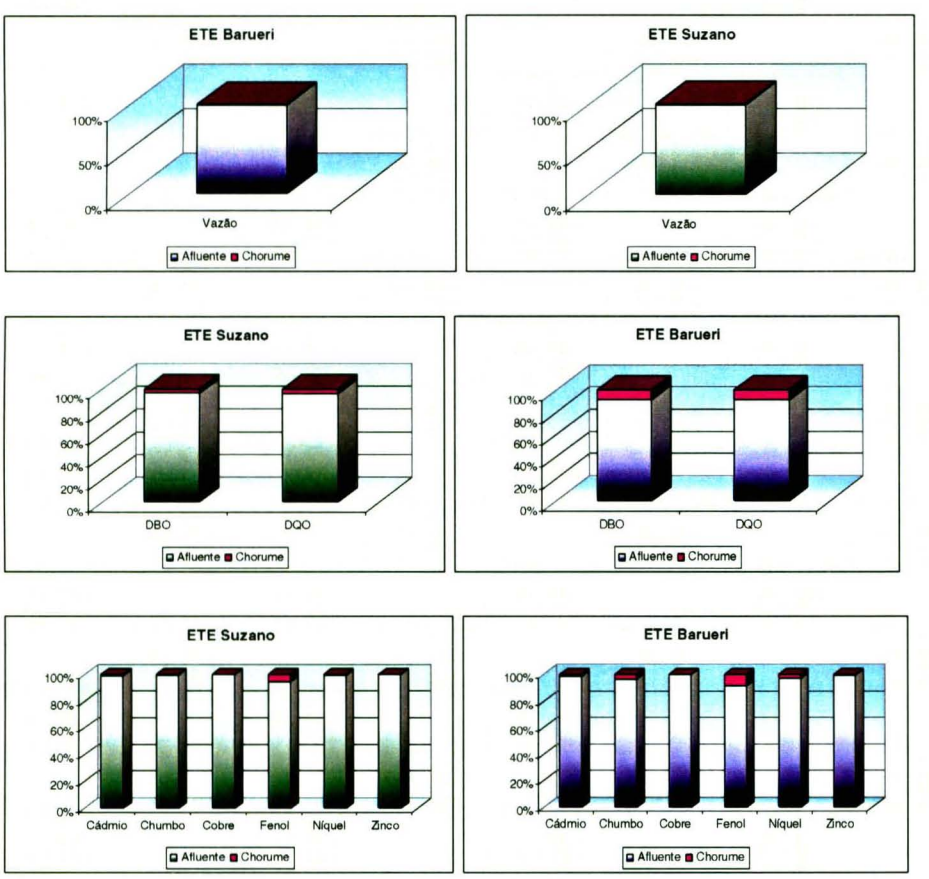
A Tabela 53 apresenta a proporção do recebimento de chorume em termos de carga recebida na estação.

Tabela 53 - Representatividade do chorume em termos de carga (kg/d)

	Barueri 2004			Suzano 2002		
	Afluente	**Chorume**	**%**	**Afluente**	**Chorume**	**%**
Vazão (m^3/d)	**565.229**	**4315**	**0,76**	**58.507**	**226**	**0,39**
DBO	**143.568**	**13.577**	**9,46**	**23.866**	**980**	**4,11**
DQO	**305.224**	**30.363**	**9,95**	**43.142**	**1.960**	**4,54**
Cádmio	**3,53**	**0,05412**	**1,53**	**1,15**	**0,01**	**0,73**
Chumbo	**14,04**	**0,56194**	**4,00**	**8,95**	**0,02**	**0,25**
Cobre	**68,77**	**0,14408**	**0,21**	**14,63**	**0,01**	**0,10**
Fenol	**116,54**	**10,72153**	**9,20**	**20,65**	**1,13**	**5,47**
Níquel	**38,62**	**1,26242**	**3,27**	**36,6**	**0,1**	**0,28**
Zinco	**266,51**	**1,54038**	**0,58**	**148,53**	**0,14**	**0,10**

A Figura 49 permite visualizar a ocupação do chorume em relação ao esgoto afluente a estação, verificando-se que esta ocupação é mais significativa em relação a DQO e DBO, seguidas pelo fenol em Barueri. Em Suzano, o chorume é responsável por 5,47% do aporte fenol na estação.

Figura 49 – Representatividade do chorume em relação ao esgoto afluente das ETEs Barueri e Suzano



6. CONCLUSÕES

Nos aterros da Prefeitura Municipal de São Paulo (2003) são depositados 12.000 t/dia de resíduos sólidos[55], com uma produção de chorume de aproximadamente 4500 m^3/dia.

Na RMSP a carga total de DBO proveniente do chorume dos aterros sanitários é de aproximadamente 14.600 kg/d, equivalente aos esgotos gerados por uma população de 270 mil habitantes.

O recebimento de chorume nas ETEs ainda não é representativo em relação ao volume tratado, ficando abaixo de 1% em Barueri e abaixo de 0,5% em Suzano, porém sua contribuição em termos de carga orgânica já é bastante significativa, de 9,5% em Barueri e 4,1% em Suzano.

Os resultados apresentados são indicadores das condições operacionais das ETEs. É necessário verificar na planta de tratamento se as ocorrências apresentadas pelo modelo matemático estão acontecendo na prática, pois os limites de toxicidade adotados neste trabalho foram os mais restritivos em relação à faixa de variação em que podem ocorrer, o que conduz a uma avaliação muito conservadora em relação aos limites máximos admissíveis nas estações de tratamento de esgotos.

A sustentabilidade do recebimento de chorume nas ETEs da RMSP pressupõe um rígido controle dos efluentes industriais, pois em função das elevadas cargas poluidoras que apresentam, ocupam uma parcela significativa da capacidade de tratamento das ETEs e desta forma, acabam "competindo" com o chorume na ocupação da folga das estações de tratamento.

É importante destacar que a busca de recursos financeiros é fundamental para garantir a continuidade dos investimentos nos sistemas de saneamento, e o recebimento de efluentes industriais configura-se uma boa fonte de recursos. Porém, a prática do recebimento de efluentes não domésticos está vinculada às despesas de monitoramento e de manutenção

dos equipamentos da estação, que certamente sofrerão um desgaste maior em decorrência do recebimento dessas cargas. Outras eventuais porém significativas despesas adicionais, se referem à destinação final do lodo, que poderá se tornar impróprio para utilização agrícola em virtude do recebimento das cargas poluidoras provenientes das fontes geradoras de END.

No entanto, os resultados das simulações das ETES demonstram que antes mesmo de haver problemas com a qualidade do lodo para uso agrícola, o próprio processo de tratamento biológico ficará comprometido, em função do aporte de elevadas concentrações de poluentes nas estações de tratamento. Desta forma é preciso haver mecanismos adequados para o recebimento e controle dos efluentes industriais tratados pelo sistema público, que incluam a capacitação técnica, a disponibilidade de laboratórios para realizar o monitoramento dos efluentes, e até mesmo a prestação de serviços adicionais, como o pré-tratamento conjunto dos efluentes industriais nas estações do sistema público, havendo para tanto projetos já desenvolvidos na Região Metropolitana de São Paulo, porém nunca executados.

As estações de tratamento da RMSP não foram concebidas para receber as cargas de chorume, e este recebimento não planejado poderá promover a exaustão prematura das ETES, o que seria uma situação caótica, uma vez que existe um compromisso mútuo de prestação de serviços entre as ETEs e os aterros municipais para a destinação final dos lodos gerados no tratamento de esgotos e o recebimento do chorume dos aterros pelas estações de tratamento.

A redução da utilização de aterros para destinação de resíduos e a busca por alternativas ambientalmente adequadas e sustentáveis para o seu tratamento e destinação final, configuram-se como uma tendência mundial, haja vista as novas diretivas para aterro sanitário estabelecidas pela comunidade européia (The Council of the European Union)[22] que

estabelecem limites cada vez mais restritivos para disposição de resíduos em aterros.

No Estado de São Paulo, a execução do Plano Diretor de Resíduos Sólidos estabelece que deverão ser avaliadas soluções alternativas ou complementares, especialmente a coleta seletiva com reciclagem e compostagem de resíduos orgânicos e a geração de gás a partir do lixo.

Todas essas iniciativas demonstram que nos próximos anos deverá ocorrer uma redução da quantidade de resíduos depositada nos aterros, ainda que por força da lei, como no caso da diretiva de aterro sanitário da comunidade européia que estabelece que até 2016 a quantidade de resíduos biodegradáveis disposta em aterros deverá ser reduzida em 50% em relação aos valores praticados em 1995.

A adoção de medidas de controle para a disposição de resíduos nos aterros visando sua redução, pode se tornar a melhor garantia da viabilidade do tratamento conjunto do chorume com os esgotos domésticos, uma vez que a produção de chorume passará a ter outra configuração, diferente do quadro ascendente que hora se apresenta, pois se nada for feito, podemos afirmar que a médio prazo as estações estarão prematuramente atingindo seus limites.

Sabendo-se que há um longo caminho a ser percorrido até que a abrangência do tratamento de esgotos atinja uma parcela significativa da população, é importante que sejam consideradas as contribuições das cargas provenientes do chorume nos projetos de sistemas de tratamento de esgotos a serem concebidos, passando-se a ter uma visão mais integrada do saneamento, tanto para uma comunidade específica, ou um consórcio de municípios, ou para uma bacia hidrográfica, independente da unidade administrativa do projeto.

Ainda que o conhecimento em relação às implicações e limitações do tratamento de chorume em conjunto com os esgotos municipais precise ser aprofundado, muito já se sabe das dificuldades operacionais e custos envolvidos nos sistemas exclusivos de tratamento de chorume, bem como

das vantagens do tratamento conjunto, que promove a diluição do chorume com o esgoto sanitário, que representa economia de escala e possibilita o atendimento à legislação em relação aos limites de emissão de efluentes nos corpos d'água, dificilmente atendidos pelos sistemas de tratamento de chorume nos aterros.

Um outro aspecto bastante significativo são as condições geográficas, pois especialmente nas pequenas localidades verifica-se que o aterro está localizado ao lado da estação de tratamento do sistema público de esgotos e muitas vezes ela não tem folga ou capacidade para o recebimento dessas cargas adicionais, não levadas em consideração na sua fase de projeto.

O gerenciamento integrado do lixo é um mecanismo de gestão dos resíduos sólidos já bastante divulgado e conhecido, sendo hoje almejado pelas prefeituras municipais, que buscam adequar seus sistemas de acondicionamento, coleta, transporte, tratamento e disposição final dos resíduos, porém, o processo não se encerra com o aterramento dos resíduos, havendo uma série de providências a partir desse aterramento, que envolve, dentre outros, o controle dos gases gerados, o monitoramento das águas subterrâneas, o tratamento do chorume, que é produzido por muitos anos, mesmo após o encerramento do aterro. O gerenciamento integrado do lixo precisa ser ampliado a partir dos aterros sanitários para os outros elementos que compõem um sistema de saneamento, sendo fundamental a consolidação da integração aterro sanitário – estação de tratamento de esgotos, como uma alternativa que merece ser considerada quando nos referimos ao saneamento básico, a prestação de serviços públicos e a proteção ao meio ambiente.

7. REFERÊNCIAS

1 Andreottola G, Cannas P. Chemical and biological characteristics of landfill leachate. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R, editors. **Landfilling of waste: leachate**. 2ª ed. Londres: Chapman and Hall Ltd; 1997. p. 65-88.

2 Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR-10004: Resíduos sólidos – Classificação**. .2ª ed. Rio de Janeiro; 30.11.2004.

3 Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR-8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro; 1992

4 **Aterro Sanitário do Bandeirantes.** Dezembro/1990. LIMPURB – PMSP – [Relatório interno – doc 01/006/008]

5 Bagchi, A. Design, **Construction and monitoring of landfills**. New York: John Wiley e Sons Inc; 1994.

6 Barber C, Maris PJ. Leachate recirculation: full-scalle □ditors□□e. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R, □ditors. **Landfilling of waste: leachate**. 2ª ed. Londres: Chapman and Hall Ltd; 1997. p. 381-401.

7 Bidone FRA, Povinelli J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP; 1999.

8 Bisordi MS. Encerramento e projetos de recuperação ambiental de aterros sanitários. In: **RESID 99: Seminário sobre resíduos sólidos**; 1999 set 30; São Paulo, (BR). São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia; 1999. p. 69-82.

9 Blakey, Nc. Model prediction of □ditors□ leachate production. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R, □ditors. **Sanitary Landfilling: process, technology and environmental impact of waste**: leachate. Londres: Academic Press Limited: "sd". P. 17-34.

10 Braile, PM, Cavalcanti, JEWA. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais.** São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB; 1979.

11 Branco, SM. **Energia e meio ambiente**. 1ª ed. São Paulo: Editora Moderna Ltda; 1990. [Coleção Polêmica].

12 Brasil. **Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005.** 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. Brasília, mar, 2005.

13 Campos, JR. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro, ABES: 1999.

14 Canziani, R, Cossu, R. Landfill Hydrology and leachate production. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R, editors. **Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact**. London: Academic Press Limited: 1989. p. 185-212.

15 Castro, MCAA. **Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos percolados gerados em aterro sanitário.** São Carlos; 2001. [Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia São Carlos – Universidade de São Paulo].

16 CEPOLINA EC S/S Ltda. **Relatório de Monitoramento Geotécnico – Aterro Bandeirantes.** São Paulo, 2003-2004. [Relatório interno – dez 2003, dez 2004]

17 CH2M HILL do Brasil **Serviços de Engenharia Ltda; Estabelecimento de Diretrizes Técnicas, Econômicas e Institucionais e de Programa de Ação para Implementação de Sistema de Água de reúso na RMSP** – Relatórios 1,2,3,4,5,6 e 7 – São Paulo, 2002.

18 Christensen TH, Kjeldsen P, Stegmann R. Effects of landfill management procedures on landfill stabilization and leachate and gas quality. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R, editors. **Landfilling of waste: leachate.** 2ª ed. Londres: Chapman and Hall Ltd; 1997. p. 119-137.

19 Christensen TH, Kjeldsen P. Basic biochemical processes in landfills. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R, □ditors. Sanitary **Landfilling: process, technology and environmental impact**. London: Academic Press Limited; 1989. p. 29-49.

20 Christensen TH, Kjeldsen P. Environmental aspects of sanitary landfilling. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R, □ditors. Sanitary **Landfilling: process, technology and environmental impact**. London: Academic Press Limited; 1989. p. 19-25.

21 Compromisso Empresarial para Reciclagem. **CEMPRE.** [online]. Disponível em <URL: http://www.cempre.org.br/fotos.php> [25/10/2004].

22 Council Directive 1999/31/EC of the landfill of waste. **Official Journal of the European Communities**; [26 abr 1999].

23 Cruz, RM. **Reativo de Fenton e Foto-Fenton em efluente de alta salinidade.** Rio de Janeiro, 2000. [Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro].

24 Ehrig, HJ. Leachate Quality. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R, editors. **Sanitary landfilling: process, technology**

and environmental impact. London: Academic Press Limited: 1989. p. 213-229.

25 Engenharia do Processo. **Laudos de análise de chorume do Aterro Bandeirantes**. LIMPURB/PMSP. São Paulo, 2003-2004. [Relatório interno – 24 volumes]

26 EnvironMega, TOXCHEM+ Version 2.0. **Fate of Toxic in Wastewater Treatment** Flex Pro TM, User Manual, Environ Mega, Ontario Canada, 1996.

27 EPAL EA S/C Ltda, QUALIX SA Ltda. **Aterro Sanitário Santo Amaro. Relatório de análises das águas subterrâneas e de chorume**. LIMPURB/PMSP. São Paulo, 2003-2004. [Relatório interno trimestral – QXSA - 8 volumes]

28 Facchin, JMJ, Colombo, MCR, Reichert, GA. **Avaliação preliminar do tratamento combinado de esgoto e de lixiviado de aterro sanitário nas lagoas de estabilização da ETE Lami, em Porto Alegre.** In: Frankenberg, CLC, Rodriguez, MTR, Cantelli, M, organizadores. **Gerenciamento de resíduos – certificação ambiental**. Porto Alegre, 2000.

29 Fonseca E. **Iniciação ao estudo dos resíduos sólidos e da limpeza urbana.** 2ª ed. João Pessoa: JRC; 2001.

30 FRAL C Ltda. **Aterro Sanitário. Sítio São João**. Relatório de Monitoramento. LIMPURB/PMSP. São Paulo, 2003-2004. [Relatório interno AT-SJ – 24 volumes]

31 Fundação Ecológica Vale do Paraíba. **Campanha Educacional.**. [on line]. Disponível em<URL: http://www.fundevap.org.br/camp_lixo.html> [2002 out 20].

32 Fuzaro JÁ. **Resíduos sólidos e limpeza pública – aterros sanitários**. São Paulo; 2001. [Apostila do Curso de especialização em Engenharia de Saneamento Básico – Faculdade de Saúde Pública da USP]

33 **Google maps**. [on line]. Disponível em <URL:http://maps.google.com>[jul, 2005].

34 Guimarães LT. **Utilização do sistema de informação geográfica (SIG) para identificação de áreas potenciais para disposição de resíduos na Bacia do Paquequer**. Teresópolis (RJ); 2000 [Tese de mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro].

35 Günther WMR. Saúde ambiental comprometida pelos resíduos sólidos. In: RESID 99: **Seminário sobre resíduos sólidos; 1999 set 30;** São Paulo, (BR). São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia; 1999. p. 83-95

36 Helou, LC. **Otimização de estações de tratamento de esgotos convencionais por lodos ativados com aproveitamento dos efluentes para reúso**. São Paulo, 2000. [Tese de doutorado –

Escola Politécnica – Universidade de São Paulo].

37 IPT, CEMPRE. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado.** D'Almeida, MLO, Vilhena, A. 2ª ed. São Paulo: IPT, CEMPRE; 2000.

38 Jordão EP, Pessoa CA. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 2ª ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; 1982.

39 Jucá, JFT. Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil In: **5° Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental REGEO 2003**. [on line]. Disponível em <URL:http://www.grs.ufpe.com.br> [2004 dez]

40 **Levantamento dos elementos que compõem a cobrança para o recebimento de efluentes não domésticos no sistema público de esgotos nos municípios operados pela SABESP – o fator k** – AEON-2 – SABESP - Setor de Efluentes Não Domésticos Oeste – 2001 – relatório interno

41 Lima JD de. **Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil**. João Pessoa: Inspira, [199-].

42 Lins, EAM. **A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca**. Recife; 2003. [Tese de Mestrado – Departamento de Engenharia Civil – Universidade Federal de Pernambuco].

43 Mancuso PCS. **Conservação do Recurso Ambiental Água**. São Paulo; 1997. [Apostila do Curso de especialização em Engenharia de Saneamento Básico – Faculdade de Saúde Pública da USP].

44 Mc Ben, EA, Rovers FA, Farquhar GJ. **Solid waste landifill engineering and design**. New Jersey: Prentice Hall PTR; 1995.

45 Merbach Jr, PS. **Estudo da avaliação de metais pesados em percolado de aterro sanitário em função do tempo de disposição**. São Carlos; 1989. [Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia São Carlos – Universidade de São Paulo].

46 Metcalf L, Eddy, HP. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse.** 3ª ed. Singapore: McGraw-Hill, Inc.; 1991.

47 Ministério do Interior – Nabhan NM, coordenador. **Aterro Sanitário.** São Paulo;1979. [Cartilha publicada pela CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental].

48 Mota, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES; 2003.

49 Mug M. **Em 3 anos, SP não terá onde pôr o lixo**. O Estado de São Paulo [on line] São Paulo; 2005. Disponível em <URL:http://www.estado.com.br>[2005 mar 19]

50 Oliveira, WE. Resíduos sólidos e limpeza pública. In Fundacentro – Philippi Jr. A, organizador. **Saneamento do Meio**. São Paulo: Universidade de São Paulo. Faculdade de Saúde Pública. Departamento de Saúde Ambiental; 1992. p 81-114.

51 Paes, RFC. **Caracterização do chorume produzido no aterro Muribeca – PE.** Campina Grande, 2003. [Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba].

52 Paganini WS, Mancuso P. **Sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário.** São Paulo; 2005.[Material não publicado – Faculdade de Saúde Pública da USP]

53 Paganini, WS, Bocchiglieri, MM, Lopes, GF. Avaliação da capacidade das estações de tratamento de esgotos do sistema integrado da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP – para o recebimento do chorume produzido nos aterros sanitários da região. In: **Anais do 22° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** [CD ROM]; 2003 set 14-19; Joinville, (BR). Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES; 2003.

54 **Particularidades da metodologia utilizada nas unidades de destinação final, processamento, transporte e seleção do lixo na cidade de São Paulo**. LIMPURB – PMSP – [Relatório interno – doc 01/001/060]

55 Pitta I. São Paulo corre para evitar "apagão do lixo". **O Estado de São Paulo**, São Paulo, 2003 fev 02; caderno Cidades: C1.

56 Piveli, RP. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo. [Apostila da matéria Caracterização da Qualidade da Água do curso de pós graduação da Escola Politécnica – USP].

57 Polezi, M. **Aplicação de processo oxidativo avançado (H_2O_2/UV) no efluente de uma ETE para fins de reúso.** Campinas, 2003. [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Civil – Universidade Estadual de Campinas].

58 Prefeitura começa a usar água de reúso na limpeza. **Jornal Diário de São Paulo,** São Paulo, 2003 nov 05. Disponível em URL:http://www.riotiete.com.br/prefeitura.htm [2003 dez]

59 Prefeitura Municipal de São Paulo. [on line]. Disponível em <URL:**http://portal.prefeitura.sp.gov.br/secretarias/** servicoseobras/projetos/ecoponto/0001

60 Proctor & Redsern, **Guidance manual for sewage treatment plant process audits,** nov. 1997

61 Qasim SR, Chiang W. **Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment.** Pensilvânia: Technomic Publishing Company, Inc; 1994.

62 Queiroz Galvão Engeo. **Relatório mensal de monitoramento. Aterro Vila Albertina**. Prefeitura do Município de São Paulo – SSO. São Paulo, 2003-2004. [Relatório interno – 24 volumes]

63 **Recebimento de Efluentes por Caminhão - Piqueri**. Unidade de Negócio de Tratamento de Esgotos São Paulo: SABESP; 1999-2003.[Relatório interno].

64 Rocca, ACC, Iacovone, AMMB, Barrotti, AJ et al. **Resíduos sólidos industriais.** 2 ed. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB; 1993.

65 SABESP, JICA. **2° Curso Internacional de técnicas em tratamento de esgotos domésticos** Franca, 2001. [material didático, v.2].

66 **SABESP**. [on line]. Disponível em http://portal.sabesp [intranet]

67 Sampaio, AO **Lançamento de efluentes não domésticos no sistema público de coleta e tratamento de esgotos**. [Relatório interno]

68 Sampaio, AO, Bocchiglieri MM, Oliveira, MET. Avaliação de metodologia para controle do recebimento de efluentes não domésticos no sistema público de esgoto. In: **Anais do 20° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** [CD ROM]. 1999; Rio de Janeiro, RJ. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES; 1999.

69 São Paulo (Estado). **Comunicado 06/93**. Comunica que a cobrança dos serviços de monitoramento, coleta e/ou tratamento de efluentes não domésticos será feita com base em critérios específicos.São Paulo, 25 mai 1993.

70 São Paulo (Estado). **Decreto n. 8468**, de 08 de Setembro de 1976. Aprova o regulamento da Lei n° 997 que dispõe sobre a presvenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo, set. 1976.

71 Sapia, PM. **Proposta de critérios de recebimento de efluentes não domésticos para o sistema público de esgotos da Região Metropolitana de São Paulo São Paulo**, 2000. [Dissertação de mestrado – Escola Politécnica – Universidade de São Paulo].

72 Schalch V. **Análise comparativa de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia**. São Carlos; 1992. [Tese de Doutorado – Escola de Engenharia São Carlos – Universidade de São Paulo].

73 Schalch V. **Produção e Características do Chorume em Processo de decomposição de lixo Urbano**. São Carlos; 1984. [Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia São Carlos – Universidade de São Paulo].

74 Sisinno CLS, Oliveira RM de. **Resíduos Sólidos, Ambiente e Saúde: uma visão multidisciplinar**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2000.

75 Sobrinho, PA. **Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados – determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos**. Revista DAE, nº 132 – março de 1983. p. 49-85.

76 U. S. Environmental Protection Agency, Federal **Guidelines State and Local Pretreatment Programs**, vols. I, II e III U.S. EPA – 430/9 – 87.

77 U.S. Environmental Protection Agency, **Process Design Manual: Surface Disposal of Sewage Sludge and Domestic Septage** EPA – 40 CF – 503 .

78 Unidade de Negócio de Tratamento de Esgotos – MT. **Água de Reúso.**— SABESP – 2004 [relatório interno; p. 194–200].

79 Unidade de Negócio de Tratamento de Esgotos. **Reúso Planejado para fins industriais.** .[slides]. São Paulo: SABESP; 1999

80 Universidade Federal do Paraná. **Chorume**. Paraná. [on line]; Disponível em <URL: http://www.bohr.quimica.ufpr.br> [19 jan.2003]

81 Von Sperling M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG; 1996. [Princípios do tratamento de águas residuárias; V. 2].