

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE REMOÇÃO
DE POLUENTES DE LIXIVIADOS:
UM ESTUDO DE CASO PARA O SISTEMA DE
TRATAMENTO DO ATERRO MUNICIPAL DE BETIM-
MINAS GERAIS.**

Wesley Schettino de Lima

Belo Horizonte

2006

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE REMOÇÃO
DE POLUENTES DE LIXIVIADOS:
UM ESTUDO DE CASO PARA O SISTEMA DE
TRATAMENTO DO ATERRO MUNICIPAL DE
BETIMMINAS GERAIS.**

Wesley Schettino de Lima

Wesley Schettino de Lima

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE REMOÇÃO
DE POLUENTES DE LIXIVIADOS:
UM ESTUDO DE CASO PARA O SISTEMA DE
TRATAMENTO DO ATERRO MUNICIPAL DE BETIM-
MINAS GERAIS.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos

Orientador: Prof^a Dr^a Liséte Celina Lange

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2006

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus e meus pais, pois sem eles eu não estaria aqui apresentando este trabalho.

À minha orientadora, Liséte Celina Lange, pela paciência, confiança, apoio, amizade, incentivo. Que na sociedade haja mais pessoas como essa mulher, exemplo de profissional e de ser humano.

A Silvia Maria Corrêa Oliveira pela valiosa ajuda na parte estatística. Sem ela, dificilmente esta dissertação chegaria ao ponto a que chegou. Muito obrigado.

A Rosângela e Antônio Marcos, funcionários do aterro, pelas informações prestadas para a realização desta dissertação.

Às queridas amigas Rosinha (Suzy), Carol Ventura e Tel, pela companhia ao longo destes dois anos de mestrado. Valeu, galera.

À queridíssima Josinha pelas discussões a respeito do meu trabalho, pelas gargalhadas, tardes no cinema, pela companhia, enfim, pela amizade.

Aos professores e funcionários do DESA pelo conhecimento transmitido, pelo apoio, pelas orientações e conselhos.

Aos colegas e amigos do Resíduos Sólidos, Cynthia, Ramille, Wagner, Fernando, Miriam, por terem me suportado durante estes dois anos. Pessoas inesquecíveis.

Ao CNPq pela bolsa de mestrado.

Por fim, a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a conclusão deste mestrado. Muito obrigado novamente.

RESUMO

O método de tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos, preferencialmente, empregado no Brasil é o de aterro sanitário. Porém, sua utilização gera impactos no meio ambiente através dos subprodutos da decomposição da matéria orgânica: biogás e lixiviados. Sendo ambos altamente poluentes, um correto e eficaz tratamento deve ser uma das prioridades no gerenciamento de aterros. Para o tratamento de lixiviados, são utilizados vários processos como o biológico, físico, físico-químico entre outros, sendo os processos biológicos os mais empregados. Contudo, constata-se que há pouco estudo a respeito do desempenho dos sistemas de tratamento de lixiviados em que se empregam os processos biológicos.

Com o intuito de sanar essa lacuna, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho de remoção de poluentes de lixiviados pelo sistema de tratamento do aterro sanitário de Betim-MG. Esse sistema é composto de uma Lagoa Anaeróbia, um reator UASB e, por último, uma Lagoa Facultativa, todos em série. Para a avaliação do desempenho do sistema, foram utilizados dados de monitoramento realizado entre agosto de 1999 e agosto de 2004. Esses dados são oriundos do monitoramento dos parâmetros de caracterização dos lixiviados.

Os resultados apontam para uma grande instabilidade do sistema de tratamento no tocante à remoção de poluentes, ou seja, ora o sistema apresentou elevada eficiência e ora a eficiência foi baixa, atingindo, por vezes, eficiências negativas de remoção de poluentes. Essa instabilidade é atribuída à alta variabilidade das características dos lixiviados, às poucas informações sobre o emprego de processos biológicos em seu tratamento e ao dimensionamento desses sistemas, tendo por base parâmetros de esgotos domésticos. Neste trabalho, foram encontradas as seguintes eficiências médias de remoção: 76% de DBO, 84% de DQO, 82% de Sólidos Totais, 86% de Sólidos Dissolvidos e 45% de Sólidos Suspensos. Entre os metais pesados, o ferro e cádmio foram os que apresentaram maior eficiência média de remoção, 87% e 71%, respectivamente.

Todavia, essas médias devem ser analisadas conjuntamente com outras medidas estatísticas, devido à grande instabilidade dos sistemas já comentada. Além disso, quando se avaliaram as características dos efluentes, constatou-se que alguns parâmetros, em especial os macropoluentes, não atenderam aos limites impostos por normas vigentes em Minas Gerais.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de Lixiviados; Processo Biológico; Desempenho; Aterro Sanitário; Monitoramento.

ABSTRACT

The preferable method of treatment and disposal of urban solid wastes used in Brazil is the sanitary landfill. However, this method causes negative environmental impacts through: biogas and leachates. As a result, a correct and efficient treatment for both must be a top priority. Concerning leachates, many treatment processes are applied, such as: biological, physical, physical-chemical, etc., being the biological the most used. But there are few studies about of leachates' treatment systems, in which biological processes are employed.

The aim of this study was to assess the performance of a leachates' treatment system situated in a sanitary landfill in Betim-MG, Brazil. This system is composed by an anaerobic pond, an UASB reactor and a facultative pond, working in series. For evaluating the system, it was necessary to use data, which had been collected from August 1999 to August 2004. These referred data came from the analyses of leachates' parameters.

The results point out a large instability of the system in removing the pollutants from leachates. This instability is linked with: high variability in leachates' characteristics, few information about biological processes used in leachate's treatment and the systems are, usually, designed like domestic sewage plants.

In this dissertation, the following average removal efficiencies were found: 76% of BOD, 84% of COD, 82% of Total Solids, 86% of Dissolved Solids and 45% of Suspended Solids. Concerning heavy metals, iron (Fe) and cadmium (Cd) have shown the highest average removal efficiencies: 87% and 71%, respectively.

However, these averages must be analyzed with other statistic parameters due to the referred instability. Moreover, when effluent's characteristics were evaluated, it was observed that some parameters, specially the organic matters, were over the limits fixed in Minas Gerais environmental laws.

KEY-WORDS: Leachates' Treatment; Biological Processes; Performance; Sanitary Landfill.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	V
LISTA DE QUADROS.....	VI
LISTA DE TABELAS.....	VII
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	VIII
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3 REVISÃO DA LITERATURA	5
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)	5
3.2 ATERRO SANITÁRIO	8
3.3 PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DE RSU EM ATERROS SANITÁRIOS.....	11
3.4 LÍQUIDOS LIXIVIADOS.....	14
3.4.1 Conceito de Lixiviados de Aterro Sanitário	14
3.4.2 Formação e Geração dos Lixiviados.....	15
3.4.3 Características dos Lixiviados	19
3.5 TRATAMENTO	24
3.5.1 Processos Físico-Químicos	26
3.5.2 Processos Oxidativos Avançados (POA).....	26
3.5.3 Recirculação.....	27
3.5.4 Processos Biológicos.....	27
3.6 LEGISLAÇÃO PERTINENTE AOS LIXIVIADOS	34
4 MATERIAL E MÉTODOS	41
4.1 DESCRITIVO DO ATERRO E DO SISTEMA DE TRATAMENTO.....	41
4.2 ANÁLISE DOS DADOS DE MONITORAMENTO	47
4.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO.....	48
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1 ANÁLISE GLOBAL DOS DADOS DE MONITORAMENTO DO LIXIVIADO.....	50
5.2 ANÁLISE POR PERÍODO DOS DADOS DE MONITORAMENTO DO LIXIVIADO	53
5.2.1 Matéria Orgânica.....	53
5.2.2 Sólidos	58
5.2.3 Metais Pesados.....	65
5.2.4 Microrganismos Indicadores.....	66
5.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO.....	68
5.3.1 Remoção de Matéria Orgânica	68
5.3.2 Remoção de Sólidos.....	73
5.3.3 Remoção de Metais Pesados	80
5.3.4 Remoção de Microrganismos Indicadores	82
5.4 ATENDIMENTO À LEGISLAÇÃO.....	84
5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	88
6 CONCLUSÃO.....	89
6.1 CONCLUSÃO RELATIVA AOS DADOS DE MONITORAMENTO	89
6.2 CONCLUSÃO RELATIVA AO DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO	90
7 RECOMENDAÇÕES	92
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
9 APÊNDICES	99

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 - FASES DE ESTABILIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DISPOSTOS EM ATERROS SEGUNDO POHLAND & HARPER (1986)	12
FIGURA 3.2 - INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO NO VOLUME DE LIXIVIADOS GERADOS	18
FIGURA 3.3 - VARIAÇÃO DA DBO ₅ X VAZÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS.	31
FIGURA 3.4 - VARIAÇÃO DA DQO X VAZÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS.	31
FIGURA 3.5 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM REATOR UASB	32
FIGURA 4.1 - VISTA AÉREA DO ATERRO SANITÁRIO DE BETIM	42
FIGURA 4.2 - EXECUÇÃO DOS DRENOS DE LIXIVIADOS	43
FIGURA 4.3 - ESQUEMA DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	44
FIGURA 4.4 - SISTEMA DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	44
FIGURA 4.5 - ESQUEMA DO UASB - PLANTA BAIXA (DIMENSÕES EM CM)	45
FIGURA 4.6 - ESQUEMA DO UASB - CORTE AA (DIMENSÕES EM CM)	46
FIGURA 4.7 - ESQUEMA DO UASB - CORTE BB (DIMENSÕES EM CM)	46
FIGURA 5.1 - CONCENTRAÇÃO AFLUENTE DE DBO	53
FIGURA 5.2 - VARIAÇÃO TEMPORAL AFLUENTE DE DBO	54
FIGURA 5.3 - CONCENTRAÇÃO DE DQO AFLUENTE	55
FIGURA 5.4 - VARIAÇÃO TEMPORAL DA DQO AFLUENTE	56
FIGURA 5.5 - RELAÇÃO DBO/DQO	57
FIGURA 5.6 - CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS NO AFLUENTE	59
FIGURA 5.7 - VARIAÇÃO TEMPORAL AFLUENTE DE SÓLIDOS TOTAIS	60
FIGURA 5.8 - CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS NO AFLUENTE	61
FIGURA 5.9 - VARIAÇÃO TEMPORAL AFLUENTE DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS	62
FIGURA 5.10 - CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS NO AFLUENTE	62
FIGURA 5.11 - VARIAÇÃO TEMPORAL AFLUENTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS	63
FIGURA 5.12 - RELAÇÃO SÓLIDOS DISSOLVIDOS/ SÓLIDOS TOTAIS	64
FIGURA 5.13 - CONCENTRAÇÃO AFLUENTE DE METAIS PESADOS	65
FIGURA 5.14 - CONCENTRAÇÃO AFLUENTE DE ORGANISMOS INDICADORES	67
FIGURA 5.15 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO	69
FIGURA 5.16 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO	70
FIGURA 5.17 - CONCENTRAÇÕES DE DBO EM CADA ETAPA DO SISTEMA DE TRATAMENTO	71
FIGURA 5.18 - CONCENTRAÇÕES DE DQO EM CADA ETAPA DO SISTEMA DE TRATAMENTO	71
FIGURA 5.19 - VARIAÇÃO TEMPORAL DE DBO EFLUENTE	72
FIGURA 5.20 - VARIAÇÃO TEMPORAL DE DQO EFLUENTE	72
FIGURA 5.21 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS	74
FIGURA 5.22 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS	75
FIGURA 5.23 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS	76
FIGURA 5.24 - CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS TOTAIS EM CADA ETAPA DO SISTEMA DE TRATAMENTO	77
FIGURA 5.25 - CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS EM CADA ETAPA DO SISTEMA DE TRATAMENTO	78
FIGURA 5.26 - CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS SUSPENSOS EM CADA ETAPA DO SISTEMA DE TRATAMENTO	78
FIGURA 5.27 - VARIAÇÃO TEMPORAL EFLUENTE DE SÓLIDOS TOTAIS	79
FIGURA 5.28 - VARIAÇÃO TEMPORAL EFLUENTE DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS	79
FIGURA 5.29 - VARIAÇÃO TEMPORAL EFLUENTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS	80
FIGURA 5.30 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE METAIS PESADOS (PERÍODO: ANO 99 A 04)	81
FIGURA 5.31 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MICRORGANISMOS INDICADORES	83
FIGURA 5.32 - PH EFLUENTE E LIMITE SUPERIOR DA DN 10/86	85
FIGURA 5.33 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO E DQO	86

LISTA DE QUADROS

QUADRO 3.1 - CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS SEGUNDO A ATIVIDADE DE GERAÇÃO	7
QUADRO 3.2 - FATORES QUE AFETAM A GERAÇÃO DE LIXIVIADOS	16

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1 - COMPARAÇÃO ENTRE OS VALORES ENCONTRADOS PARA ESGOTOS DOMÉSTICOS E LIXIVIADOS GERADOS EM ATERROS.....	2
TABELA 3.1 - FAIXAS DE CONCENTRAÇÕES DE PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS DURANTE AS FASES DE ESTABILIZAÇÃO BIOLÓGICA	13
TABELA 3.2 - VALORES DOS PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DE LIXIVIADOS	20
TABELA 3.3 - COMPOSIÇÃO DOS LIXIVIADOS EM ATERROS BRASILEIROS	20
TABELA 3.4 - VALORES MÉDIOS DE DQO, DBO E PH PARA DIFERENTES ATERROS.	21
TABELA 3.5 - VALORES MÍNIMOS E MÁXIMOS DE PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS GERADOS NO ATERRO DE SÃO GIÁCOMO – RS NO PERÍODO DE 1994 A 1997.....	22
TABELA 3.6 - VALORES MÍNIMOS, MÁXIMOS E MÉDIOS DE PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS GERADOS NO ATERRO DE PIRAI – RJ	22
TABELA 3.7 - VALORES MÉDIOS DOS PARÂMETROS ANALISADOS PARA O CHORUME.....	23
TABELA 3.8 - CRITÉRIOS PARA A SELEÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	25
TABELA 3.9 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO UTILIZANDO UASB	33
TABELA 3.10 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO, DA CARGA ORGÂNICA PRESENTE NOS LIXIVIADOS, EXPRESSA PELA REMOÇÃO DE DQO EFLUENTE.....	37
TABELA 4.1 - COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RSU GERADOS NOS MUNICÍPIO DE BETIM-MG.....	43
TABELA 4.2 - EXEMPLO DE LAUDO DE MONITORAMENTO DOS LIXIVIADOS.....	48
TABELA 5.1 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS PARÂMETROS DE LIXIVIADOS GERADOS NO ATERRO DE BETIM	50
TABELA 5.2 - VALORES DAS MODAS DOS PARÂMETROS DE LIXIVIADOS.....	51
TABELA 5.3 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DA DBO, DQO E DBO/DQO	58
TABELA 5.4 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA PARA SÓLIDOS.....	64
TABELA 5.5 - MÉDIAS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DBO E DQO.....	68
TABELA 5.6 - MÉDIAS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS	74
TABELA 5.7 - MÉDIAS DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE METAIS PESADOS.....	82
TABELA 5.8 - MÉDIA DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE ORGANISMOS INDICADORES	82
TABELA 5.9 - PORCENTAGEM DE NÃO-ATENDIMENTO À DELIBERAÇÃO NORMATIVA 10/1986 DA COPAM.....	84
TABELA 5.10 - PORCENTAGEM DE NÃO ATENDIMENTO À RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005	87

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS
AVT – ÁCIDOS VOLÁTEIS TOTAIS
CETESB - COMPANHIA ESTADUAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL
CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE
COPAM – CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL
COT – CARBONO ORGÂNICO TOTAL
CTRS – CENTRAL DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
DBO – DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO
DESV. PAD. – DESVIO PADRÃO
DQO – DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO
DN – DELIBERAÇÃO NORMATIVA
FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE
IBAM - INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL
IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA
IPT/CEMPRE - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLOGIAS/COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM
PEAD – POLIETILENO DE ALTA DENSIDADE
PNSB - PESQUISA NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO
POA – PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS
RAFA - REATORES ANÁEROBIOS DE MANTA DE LODO DE FLUXO ASCENDENTE
RSU – RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS
SOL. DISS. – SÓLIDOS DISSOLVIDOS
SOL. SUSP. – SÓLIDOS SUSPENSOS
SOL. TOT. / ST – SÓLIDOS TOTAIS
SST – SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS
TDH – TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA
UASB – UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET
URR - UNIDADE DE RECUPERAÇÃO DE RECICLÁVEIS

1 INTRODUÇÃO

Aterro sanitário é o método mais simples e barato de disposição de resíduos sólidos urbanos (EEA, 1998). Em muitos países de baixa e média renda, quase 100% dos resíduos gerados têm como destino final no solo e é pouco provável que essa realidade venha a se modificar em um curto prazo. Mesmo em países desenvolvidos, onde há uma forte política de minimização, reciclagem, reúso e incineração de resíduos sólidos, aterro é a opção preferencial no tratamento de resíduos (ALLEN, 2003).

Tecnicamente, o método de aterramento consiste na estocagem dos resíduos sólidos no solo. Os resíduos sólidos urbanos acumulados de maneira contínua em aterros não são, contudo, inativos. Esta mistura de uma grande variedade química, sob a influência de agentes naturais (chuva e microorganismos), é objeto de evoluções complexas, constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos.

Além da dissolução dos elementos minerais e o carreamento pela água de percolação das finas partículas do mineral e do material solúvel, o principal fator que contribui na degradação dos resíduos é a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. O conjunto desses fenômenos conduz à geração de metabólitos gasosos e ao carreamento pela água de moléculas muito diversas. Assim, desses dois processos originam-se os subprodutos da bioconversão em aterros sanitários: o biogás e os lixiviados (CASTILHO JUNIOR *et al.*, 2003). Sendo esses altamente poluentes, um correto tratamento para ambos deve ser um dos requisitos principais no dimensionamento de aterros.

Em relação ao biogás, devido a seu alto potencial energético e por ser um dos gases do efeito estufa, pesquisas e investimentos em seu tratamento ganharam destaque no cenário nacional e internacional, principalmente após a confirmação de que, dentre as emissões mundiais de metano, as de aterros sanitários, controlados e lixões representam cerca de 8% do total emitido (CETESB, 2001, *apud* CASTILHO JUNIOR *et al.*, 2003).

Para os lixiviados, a situação apresenta-se um pouco mais crítica. Além do volume de investimento e pesquisa ser comparativamente menor do os empregados em biogás, a alta heterogeneidade e variabilidade de seus parâmetros físico-químicos e biológicos, ao longo do tempo, dificultam a adoção de sistemas eficientes de tratamento.

No tratamento de lixiviados empregam-se processos alternativos, destacando-se: tratamento biológico, recirculação do chorume através do aterro sanitário e tratamento físico-químico (IPT/CEMPRE, 2000). Os processos mais empregados no Brasil, para o tratamento de líquidos lixiviados de aterros sanitários, incluem processos biológicos, como lagoas de estabilização, lodos ativados e filtros biológicos (BIDONE *et al.*, 1997). A utilização do processo biológico através de lagoas esbarra em alguns fatores limitantes, tais como: vazão muito variável, o que perturba o sistema biológico; carga orgânica variável; ausência de parâmetros cinéticos consolidados; necessidade de grandes áreas para implantação dos sistemas; baixa eficiência quando o lixiviado apresenta uma baixa biodegradabilidade (SILVA *et al.*, 2000).

Na prática, a maioria dos sistemas de tratamento de lixiviados são concebidos e dimensionados com base em parâmetros de esgotos domésticos. Essa concepção de tratamento mostra-se então falha, pois os parâmetros de esgotos domésticos e de lixiviados, na maioria dos casos, são díspares, como é mostrado na **Tabela 1.1**.

Tabela 1.1 - Comparação entre os valores encontrados para esgotos domésticos e lixiviados gerados em aterros

Parâmetros (mg/L)	Valores para lixiviados (aterro de 1 ano) ^(a)	Valores para esgotos domésticos brutos ^(b)
DBO₅	7500 – 28000	200 – 500
DQO	10000 – 40000	400 – 800
pH (adimensional)	5,2 – 6,4	6,7 – 7,5
Sólidos dissolvidos totais	10000 - 14000	500 – 900
Sólidos suspensos totais	100 – 700	200 – 450
Alcalinidade	800 - 4000	110 – 170
Nitrogênio total	56 – 482	35 – 70
Nitrato	0,2 – 0,8	0 – 2
Fósforo	25 -35	5 - 25

(a) Fonte – QASIM e CHIANG, 1994.

(b) Fonte – SPERLING, 1996.

Em síntese, tem-se a seguinte situação: a falta de estudos sobre lixiviados leva ao dimensionamento de sistemas que, em muitos casos, não se mostram adequados ao tratamento dos mesmos. A ausência de avaliação do desempenho de remoção de poluentes pelos sistemas de tratamento resulta em efluentes de baixa qualidade que não atendem aos limites impostos pelas legislações vigentes. Assim, avaliações constantes dos sistemas de tratamento são

imprescindíveis para a obtenção de efluentes de melhor qualidade pois, com base nelas, é possível determinar quais medidas mitigadoras deverão ser tomadas para que se contornem as perdas na eficiência de remoção de poluentes que se devem às mudanças de características dos lixiviados ao longo do tempo.

Desta forma, o que se pretende com o presente trabalho é avaliar o desempenho de remoção de poluentes de um sistema de tratamento de lixiviados, caracterizar o lixiviado tratado por esse sistema e iniciar a construção de um banco de dados para a consolidação dos parâmetros de lixiviados.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho, quanto a remoção de poluentes, do sistema de tratamento de lixiviados do aterro sanitário do município de Betim-MG.

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar os dados de monitoramento, físico-químico e microbiológicos, realizados no período de agosto de 1999 e agosto de 2004;
- Avaliar o desempenho global e de cada etapa do sistema de tratamento;
- Avaliar o atendimento à legislação ambiental referente a padrões de lançamento de efluentes líquidos oriundos de aterros sanitários.

3 REVISÃO DA LITERATURA

A revisão da literatura conceitua todos os elementos que estão diretamente ligados aos lixiviados. Não é possível falar de caracterização de lixiviados sem conhecer a principal fonte de sua geração: os resíduos sólidos propriamente ditos. Conhecer esse elemento é um dos primeiros passos na direção da escolha de um processo de tratamento adequado aos lixiviados. Porém, apenas conhecer os resíduos sólidos, suas quantidades e características, não basta. É preciso que se pergunte qual a forma de tratamento e disposição aplicada a esses resíduos. Dentre as várias formas possíveis, encontra-se uma das mais utilizadas em todo mundo: aterro sanitário. Assim, conhecer as peculiaridades de aterros sanitários também é um dos requisitos para a concepção de sistemas eficientes de tratamento de lixiviados.

Por fim, deve-se conhecer o próprio efluente a ser tratado, suas características quantitativas e qualitativas, os processos desenvolvidos para o seu tratamento, as legislações específicas ao seu lançamento, entre outros aspectos.

Desta forma, o presente capítulo abordará: Resíduos Sólidos Urbanos, Aterro Sanitário, Processo de Degradação de Resíduos Sólidos em Aterros Sanitários, Líquidos Lixiviados, Tratamento e Legislação Pertinente ao Lançamento de Lixiviados em Corpos Receptores.

3.1 *Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)*

Para Tchobanoglous (1993), “resíduos sólidos são todos os materiais gerados pelas atividades humanas que são normalmente descartados, pois são considerados como imprestáveis ou não desejáveis”.

O Instituto de Pesquisas Tecnológicas/Compromisso Empresarial para Reciclagem (IPT/CEMPRE, 2000) define resíduos sólidos como “restos das atividades humanas, consideradas pelos geradores como inúteis, indesejáveis ou descartáveis. Normalmente, apresentando-se em estado sólido, semi-sólido ou semilíquido (com quantidade de líquido insuficiente para que possa fluir livremente)”.

Segundo a NBR – 10004 (ABNT, 2004), resíduos sólidos são “resíduos nos estados sólidos ou semi-sólidos, 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 de 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 técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível”.

Por ser o conceito de resíduos sólidos muito abrangente, há a necessidade de se adotarem critérios de classificação com o objetivo primordial de os destinar corretamente. Barros (1999) enumera algumas classificações em função: da biodegradabilidade (facilmente, dificilmente ou não degradáveis); da operacionalização dos serviços de coleta (domiciliar, público, especial); do local e origem (urbano, rural).

A NBR-10004 (ABNT, 2004) adota a seguinte classificação:

- Resíduos Classe I – Perigosos – Aqueles que apresentam periculosidade ou umas das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.
- Resíduos Classe II – Não-Perigosos – Esses são subdivididos em:
 - Resíduos Classe II A – Aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos sólidos Classe I ou Classe II B, podendo apresentar propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.
 - Resíduos Classe II B – Não apresentam constituinte algum solubilizado em concentração superior ao padrão de potabilidade de águas.

Uma outra classificação relevante para esta dissertação é a que leva em consideração a atividade que os gerou, como mostrado no **Quadro 3.1**.

Assim, como para a definição de resíduos sólidos não há um consenso entre autores, o mesmo ocorre para a definição de resíduos sólidos urbanos.

Para Tchobanoglous (1993), resíduo sólido urbano é constituído por uma parte orgânica (combustível) e inorgânica (não-combustível) dos resíduos sólidos residenciais e comerciais. Somam-se, a esses resíduos, os provenientes da varrição de ruas, animais mortos, poda de

árvores entre outros. Tipicamente, a parte orgânica dos resíduos sólidos urbanos é composta de materiais como: resto de comida, papéis, plásticos, trapos, madeira, etc. A inorgânica é formada de itens como: vidro, alumínio, metais ferrosos, etc.

Quadro 3.1 – Classificação dos resíduos sólidos segundo a atividade de geração

Tipo de Resíduos	Definição
Residencial (ou Domiciliar)	Resíduos produzidos nos domicílios, basicamente provenientes da cozinha, limpeza e manutenção de casas; compostos também de outros materiais descartados pela população, como papéis, embalagens (de plástico, de papelão, etc.), restos de alimentação, etc.
Comercial	Resíduos provenientes de estabelecimentos comerciais em geral, como escritórios, lojas, empresas, restaurantes, bares. São principalmente constituídos por papéis (embalagens, etc.) e matéria orgânica.
Serviços de Saúde	Resíduos provenientes de diversas áreas dos hospitais (refeitórios, centro cirúrgicos, ambulatórios, etc.). Fazem parte ainda desta classificação os resíduos de clínicas médicas, odontológicas e veterinárias, farmácias, e similares. Em virtude de suas características específicas, demandam cuidados e métodos especiais na sua coleta, transporte e disposição. Podem estar contaminados.
Industrial	Segundo a NBR-10004 (ABNT, 2004), são aqueles resíduos em “estado sólido ou semi-sólido que resultam das atividades industriais, incluindo-se lodos provenientes de instalações de tratamento de águas residuárias, aqueles gerados em equipamentos de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento em rede pública de esgoto ou corpos d’água. Vários destes podem ser perigosos, exigindo cuidados especiais no manuseio e na disposição final”.
Varrição e Feiras	Resíduos provenientes de varrição regular de ruas, conservação e limpeza de zonas comerciais, limpeza de feiras-livres, etc. Esses são constituídos principalmente de papéis, embalagens, cigarros, restos de capina e de alimentos, areia, materiais de poda, etc.
Outros	Resíduos não classificados nos itens anteriores.

Fonte: Barros (1999).

O IPT/CEMPRE (2000) denomina lixo municipal como “aquele gerado no ambiente urbano e constituído pelos materiais de origem domiciliar, de estabelecimentos de comércio, de serviços, de varrição e de feiras-livres, sendo de atribuição e responsabilidade exclusiva das prefeituras, desde a coleta até a destinação final”.

Sendo os resíduos sólidos fonte de poluição, seu correto tratamento e disposição são de suma importância na preservação do meio ambiente e na segurança à saúde coletiva. Para o tratamento de resíduos sólidos existem vários métodos: tratamentos térmicos (incineração, gaseificação, pirólise, etc.); tratamento físico-químico (decantação); tratamento biológico (compostagem). Um dos métodos mais empregados, por ser ao mesmo tempo um método de tratamento e disposição, é o aterro sanitário, próximo tópico abordado nesta revisão.

3.2 Aterro Sanitário

Aterro sanitário é o mais simples e barato método de disposição de RSU (EEA, 1998). Em muitos países de baixa e média renda, quase 100% dos resíduos gerados têm como destino final no solo e é pouco provável que essa realidade venha a se modificar em um curto prazo. Mesmo em países desenvolvidos, onde há uma forte política de minimização, reciclagem, reuso e incineração de resíduos sólidos, aterro é a opção preferencial no tratamento de resíduos (ALLEN, 2003).

Para a Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB, 1992), aterro sanitário é definido como um “processo utilizado para a disposição de resíduos sólidos, particularmente o lixo domiciliar que, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite uma confinamento segura, em termos de controle da poluição ambiental e proteção ao meio ambiente”.

Segundo a NBR-1819 (ABNT, 1992), aterro sanitário é uma “técnica de disposição de RSU 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 na 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 for necessário”.

Para Castilhos Junior *et al.* (2003), o método de aterro sanitário tem como princípio a estocagem dos resíduos sólidos no solo. Os resíduos sólidos urbanos acumulados de maneira contínua em aterros não são, contudo, inativos. Esta mistura de uma grande variedade química, sob a influência de agentes naturais (chuva e microorganismos), é objeto de evoluções complexas, constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Além da dissolução dos elementos minerais e do carreamento pela água de

percolação das finas partículas do mineral e do material solúvel, o principal fator que contribui na degradação dos resíduos é a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. O conjunto destes fenômenos conduz à geração de metabólitos gasosos e ao carreamento pela água de moléculas muito diversas. Assim, desses dois processos originam-se os subprodutos poluente oriundos dos aterros sanitários: o biogás e os lixiviados.

Conforme Lima (1988) *apud* Costa (2002), aterro sanitário é, também, um método de tratamento de resíduos, pois há redução de carga orgânica e conversão de biomassa em materiais ou substâncias mais estáveis às ações de espécies decompositoras, ou seja, nos aterros ocorrem processos capazes de bio-estabilizarem matéria orgânica e metais pesados.

Lima (1986) enumera, ainda, as seguintes vantagens em relação aos outros métodos de tratamento (incineração, compostagem, etc.), a saber:

- Baixo custo de operação;
- Capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos;
- Condições especiais para a decomposição biológica da matéria orgânica presente nos resíduos;
- Limitação da procriação de vetores prejudiciais ao homem;
- Limitação da ação dos catadores de resíduos;
- Possibilidade de recuperação de áreas degradadas e de baixo valor comercial para fins de lazer e recreação;
- Não-requerimento de pessoal operacional altamente qualificado;
- Aceitação de todo tipo de resíduo, exceto os resíduos classificados como perigosos;
- Possibilidade de recuperação de biogás.

Porém, o mesmo autor supracitado aponta as seguintes desvantagens dos aterros sanitários:

- Possibilidade de poluição das águas superficiais e lençóis subterrâneos pela ação dos lixiviados;
- Geração de gases nocivos e de odor desagradável;
- Disponibilidade de grandes áreas próximas aos centros urbanos;
- Disponibilidade de material de cobertura diária;
- Condições climáticas intervenientes na operação durante todo o ano;
- Escassez de recursos humanos habilitados em gerenciamento de aterros.

Na Europa, vê-se um claro movimento cujo objetivo é diminuir e restringir a utilização de aterros sanitários (BURNLEY, 2001). No Brasil, segundo Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2000), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2000), a maior parte das unidades de destinação final dos resíduos tem como princípio a disposição no solo, da seguinte maneira distribuída: 47,1% destinado a aterros sanitários, 22,3% a aterros controlados e 30,5% a lixões. Ou seja, mais de 69% de todo o lixo coletado no Brasil teria um destino final adequado, em aterros sanitários e/ou controlados. Todavia, em número de municípios, o resultado não é tão favorável: 63,6% utilizavam lixões e, 32,2% aterros adequados (13,8% sanitários, 18,4% aterros controlados), sendo que 5% não informaram para onde vão seus resíduos. Em 1989, a PNSB mostrava que o percentual de municípios que vazavam seus resíduos de forma adequada era de apenas 10,7%.

Contudo, os números apresentados pelo IBGE não retratam a real situação da destinação final dos resíduos no Brasil, uma vez que estes dados são obtidos junto às prefeituras municipais, as quais nem sempre apresentam informações corretas sobre a destinação final dos resíduos.

Pessin *et al.* (2002) observou, também, que a maioria dos aterros de resíduos não possui critérios de implantação, operação e monitoramento ou que, simplesmente, os gestores públicos não os adotam, dificultando o monitoramento dos lixiviados e de gases gerados no processo de digestão anaeróbia dos resíduos dispostos.

Em Minas Gerais, dos 853 municípios, apenas 16 possuem aterros sanitários licenciados pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM, 2005): Betim, Belo Horizonte, Ituiutaba,

Extrema, Paracatu, Três Corações, Ipatinga, Santana do Paraíso, Lima Duarte, Arcos, Uberlândia, Visconde do Rio Branco, Juiz de Fora, Coronel Fabriciano, Uberaba e Belo Oriente.

No entanto, sabe-se que aterro sanitário é a opção preferencial e mais utilizada no tratamento e disposição final de resíduos sólidos. Porém, sua utilização produz impactos negativos no meio ambiente por meio de seus subprodutos, lixiviados e biogás, oriundos da decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos. Mesmo que, no futuro, outros métodos de tratamento de resíduos (incineração, compostagem, reciclagem, etc.) ganhem mais espaço no cenário mundial, estes não eliminarão a necessidade dos aterros, já que geram rejeitos que demandam uma destinação final.

3.3 Processo de Degradação de RSU em Aterros Sanitários

Os aterros sanitários se assemelham a grandes reatores biológicos (BIDONE *et al*, 2001). Dentro deles se processam reações biológicas capazes de converterem os resíduos sólidos em substâncias mais estáveis. Essa conversão processa-se pela atuação de organismos decompositores: bactérias, arqueas metanogênicas, fungos, protozoários e algas (FIORE, 2004).

Dependendo das condições do meio, a decomposição dos resíduos sólidos urbanos pode se processar na presença ou ausência de oxigênio. Assim, segundo o IPT/CEMPRE (2000) podem ser destacadas as seguintes fases, sucessivamente:

- **Fase Aeróbia:** relativamente curta, nessa fase o oxigênio aprisionado no interior da célula é utilizado pelos microorganismos aeróbios na decomposição da matéria orgânica;
- **Fase Acetogênica:** inicia-se a partir da diminuição da quantidade de oxigênio na massa de resíduos;
- **Fase Metanogênica:** os compostos simples formados na fase acetogênica começam a ser consumidos por microorganismos estritamente anaeróbicos.

Pohland & Harper (1986) definem cinco fases distintas para avaliar a estabilização dos resíduos sólidos em aterros, descritas abaixo e visualizadas na **Figura 3.1**.

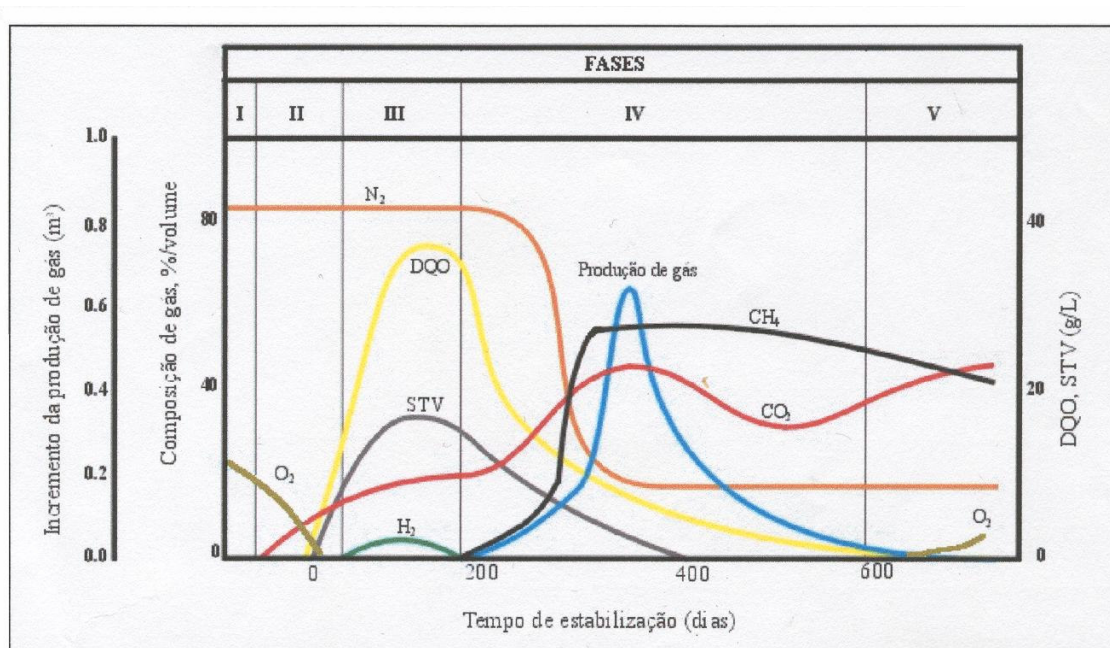


Figura 3.1 – Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros segundo Pohland & Harper (1986)

- Fase 1 ou Fase Inicial** – esta fase se caracteriza pela presença de microorganismos aeróbios e facultativos, ou seja, a degradação da matéria orgânica se inicia na presença de oxigênio. Sua duração é curta (aproximadamente um mês). Apresenta, também, acúmulo de água e elevada temperatura. Os lixiviados, nesta fase, apresentam elevadas concentrações de sais de alta solubilidade, como cloreto de sódio (QASIN & CHIANG, 1994). A elevação da temperatura pode ocasionar, também, a formação de sais contendo metais, pois muitos íons são solúveis em água em temperaturas elevadas (COSTA, 2002).
- Fase 2 ou Fase de Transição** – nesta fase verifica-se uma predominância das atividades microbianas anaeróbias em detrimento das aeróbias. Os microorganismos presentes são as bactérias fermentativas e acetogênicas. Identifica-se, nesta fase, a presença de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis e grandes quantidades de nitrogênio amoniacal (IPT/CEMPRE, 2000). A presença de ácidos acarreta uma queda no pH, podendo levar à solubilização de materiais inorgânicos (ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio). Os lixiviados caracterizam-se por apresentarem grande quantidade de matéria orgânica.

- **Fase 3 ou Formação Ácida** – marcada pelo início da produção de metano, porém de forma intermitente. Diminuição de nitrogênio e fósforo para o crescimento dos microorganismos. Os compostos orgânicos gerados na fase anterior são convertidos em metano e gás carbônico pela atuação de microorganismos denominados de arqueas metanogênicas. O pH se eleva pela redução de ácidos, conseqüentemente, diminui-se a solubilização de compostos inorgânicos. A carga de matéria orgânica é diminuída nos lixiviados, significando uma menor biodegradabilidade dos mesmos.
- **Fase 4 ou Fermentação Metanogênica** – intensa geração de metano e dióxido de carbono, permanecendo constante a produção e a composição do biogás. A carga orgânica dos lixiviados decresce e as concentrações em nutrientes se tornam limitantes.
- **Fase 5 ou Maturação Final** – queda acentuada na produção de gás, cessando ao final. O oxigênio volta a aparecer e as matérias orgânicas resistentes à biodegradação são convertidas em moléculas como ácidos húmicos.

Mostra-se, na **Tabela 3.1**, a estreita relação entre as características dos lixiviados e as fases de degradação mencionadas anteriormente. Entretanto, devido à continua descarga de resíduos sólidos nos aterros, tem-se como conseqüência a ocorrência das várias fases simultaneamente, tornando-se difícil a previsão acurada das características dos lixiviados gerados. Assim, os dados aqui apresentados não devem ser generalizados, mas utilizados como referências.

Tabela 3.1 – Faixas de concentrações de parâmetros de caracterização dos lixiviados durante as fases de estabilização biológica

Parâmetros (mg/L)	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
pH (adimensional)	6,7	4,7 a 7,7	6,3 a 8,8	7,1 a 8,8
ST	2.050 a 2.450	4.120 a 55.300	2.090 a 6.410	1.460 a 4.640
DBO	100 a 10.900	1.000 a 57.700	600 a 3.400	4 a 120
DQO	480 a 18.000	1.500 a 71.100	580 a 9.760	31 a 900
AVT (mgHAc/L)^(*)	100 a 3.000	3.000 a 18.800	250 a 4.000	ausente

Tabela 3.1 (continuação) – Faixas de concentrações de parâmetros de caracterização dos lixiviados durante as fases de estabilização biológica

Cobre	0,085 a 0,39	0,005 a 2,2	0,03 a 0,18	0,02 a 0,56
Ferro	68 a 312	90 a 2.200	115 a 336	4 a 20
Chumbo	0,001 a 0,004	0,01 a 1,44	0,01 a 0,10	0,01 a 0,10
Magnésio	66 a 96	3 a 1.140	81 a 505	81 a 190
Manganês	0,60	0,6 a 41	0,6	0,60
Níquel	0,02 a 1,55	0,03 a 79	0,01 a 1	0,07
Potássio	35 a 2.300	35 a 2.300	35 a 2.500	35 a 2.500
Sódio	20 a 7.600	-	-	-
Zinco	0,06 a 21	0,65 a 220	0,40 a 6	0,40
Cádmio	190 a 490	70 a 3.900	76 a 490	76 a 254
Cromo	0,023 a 0,28	0,06 a 18	0,05	0,05
Cloreto	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000
Sulfeto	ausente	0 a 818	0,9	ausente
Coliformes Totais	10 ⁰ a 10 ⁵	10 ⁰ a 10 ⁵	ausente	ausente
Coliformes Fecais	10 ⁰ a 10 ⁵	10 ⁰ a 10 ⁵	ausente	ausente

(a) Parâmetros medidos em mg/L, com exceção dos indicados (*).

Fonte: Adaptado de Pohland & Harper (1986).

3.4 Líquidos Lixiviados

3.4.1 Conceito de Lixiviados de Aterro Sanitário

Um dos subprodutos da decomposição dos resíduos sólidos são os lixiviados, também conhecidos por: chorume, sumeiro, chumeiro e percolado (IPT/CEMPRE, 2000). Porém, o termo lixiviado é mais apropriado para definir os líquidos oriundos das células de aterros sanitários (LIBÂNIO, 2002). Nesta dissertação será usado o termo lixiviado, tendo por sinônimo chorume, exceto em citações de outros autores.

A NBR – 8849 (ABNT, 1985) define chorume como sendo “líquidos produzidos pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura, mau cheiro e elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio”.

Barbosa *et al.* (1999) *apud* Fiore (2004) o define como “líquido constituído de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal, e diversas espécies de microorganismos que podem causar consideráveis problemas ambientais”.

IPT/CEMPRE (2000) define chorume como “líquido de composição bastante variável que adquire características poluentes devido ao seu contato com uma massa de resíduo sólido em decomposição”.

Cintra (2002) define chorume como sendo a fase líquida da massa de lixo aterrada, que percola através desta removendo materiais dissolvidos ou suspensos

O IPT/CEMPRE (2000) considera o chorume como sendo todo percolado drenado de um aterro sanitário de RSU, formado a partir da interação entre o resíduo sólido aterrado e a umidade existente na célula do aterro.

3.4.2 Formação e Geração dos Lixiviados

Reichert (2002), em seus trabalhos, afirma que a formação dos lixiviados é proveniente de três fontes principais: a umidade natural dos resíduos sólidos; a água de constituição dos diferentes materiais, que sobra durante o processo de decomposição; e o líquido proveniente de materiais orgânicos, expelidos pelos microorganismos responsáveis pela degradação dos resíduos sólidos.

Segundo EL-Fadel *et al.* (2002) e Qasim & Chiang (1994), lixiviados são formados quando a umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, sendo esta definida como a umidade que é retida nos poros sem percolar. Esse processo é influenciado por vários fatores que podem ser divididos em: os que contribuem diretamente para a umidade do aterro (chuva, umidade inicial, recirculação, entre outros) e aqueles que afetam os lixiviados ou a distribuição da umidade dentro do aterro (compactação, permeabilidade, tamanho da partícula, densidade, vegetação, etc.), como mostrado no **Quadro 3.2**.

Assim, precisar o volume gerado de lixiviados em aterros sanitários é difícil, pois sua formação depende de fatores não controláveis como o regime pluviométrico a que está submetida a região onde se localiza o aterro, a velocidade de degradação dos resíduos pelos microorganismos, entre outros fatores. Métodos para estimar o volume de lixiviados vêm

sendo desenvolvidos e aprimorados. Castilhos Junior *et al.* (2003) citam que os métodos mais empregados são: o método do balanço hídrico e o método suíço.

Quadro 3.2 – Fatores que afetam a geração de lixiviados

Condições	Fatores	Características
Fontes dos Lixiviados	Precipitação	Chuvas; frequência, intensidade; duração, entre outros.
	Escoamento Superficial	Topografia; material de cobertura; vegetação; permeabilidade, entre outros.
	Águas Subterrâneas	Taxa e localização, entre outros.
	Irrigação	Taxa e volume, entre outros.
	Decomposição dos Resíduos	pH; temperatura; idade; presença de oxigênio; composição, entre outros.
	Co-disposição de Lodos e Líquidos residuais	Tipo; quantidade; compactação; umidade, entre outros.
Condições Superficiais do Aterro	Evapotranspiração	Temperatura; umidade; vegetação; umidade do solo, entre outros.
	Superfície de Escoamento	Topografia; Material de Cobertura; Vegetação; Permeabilidade, entre outros.
	Infiltração	Evaporação; vegetação, sistema de drenagem, entre outros.
Condições dos Resíduos	Teor de Umidade	Umidade inicial; capacidade de campo, entre outros.
	Percolação	Permeabilidade; uniformidade e espessura das camadas, entre outros.
Condições do Solo	Teor de Umidade	Umidade inicial; capacidade de campo, entre outros.
	Percolação	Permeabilidade; uniformidade e espessura das camadas, entre outros.

Fonte: Adaptado de Qasim & Chiang (1994).

O método suíço aplica coeficientes empíricos, que dependem do grau de compactação dos RSU ou do seu peso específico. Do outro lado, o balanço hídrico consiste na soma das parcelas de água que entram e na subtração das que deixam a célula do aterro mensalmente, sendo esta a forma mais adequada de se estimar a geração de lixiviados (IPT/CEMPRE, 2000).

Citam-se, também, os estudos realizados pelo Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM, 2001) com o intuito de se estimar a geração de lixiviados em aterros brasileiros. Nesses estudos, a vazão é dada pela multiplicação da área de operação do aterro sanitário (em m²) pelos seguintes índices:

- 0,0004 para resíduos cobertos com solo argiloso;
- 0,0006 para resíduos cobertos com solo arenoso;
- 0,0008 para resíduos descobertos.

Esses índices são oriundos da correlação direta com a vazão gerada em aterros conhecidos. Portanto, deve-se tomar cuidado ao utilizá-los, pois a base de sua determinação é empírica. Outros aspectos devem ser levados em conta para uma boa estimativa na geração de lixiviados como (FIRTA *et al.*, 2003):

- localização e movimento da água;
- escoamento de água superficial;
- existência de coleções superficiais de água;
- estudo de precipitação e evapotranspiração.

Alguns trabalhos vêm mostrando a estreita relação entre o regime pluviométrico e o volume de lixiviados gerados em aterros sanitários, como mostrado na **Figura 3.2**. Observou-se que, ocorrendo uma precipitação durante o período de escassez hídrica, pode não ocorrer um aumento simultâneo da vazão. Por outro lado, durante o período de excedente hídrico, nota-se que o aumento da vazão é quase simultânea à precipitação. Isso traz como consequências: variação do tempo de detenção de sistemas que utilizam lagoas no tratamento de lixiviados;

mudanças no valor de nutrientes, pH, temperatura e oxigênio dissolvido; dificuldades ao desenvolvimento das bactérias endêmicas, entre outras consequências (LINS *et al.*, 2005; ROCHA *et al.*, 2005).

Fica claro que um estudo pormenorizado das características hídricas da região onde se encontra o aterro sanitário é de elevada importância para se estimar o volume gerado de lixiviados. Com isso, minimizam-se os problemas aos quais estão sujeitos os sistemas de tratamento, principalmente aqueles que utilizam lagoas de estabilização.

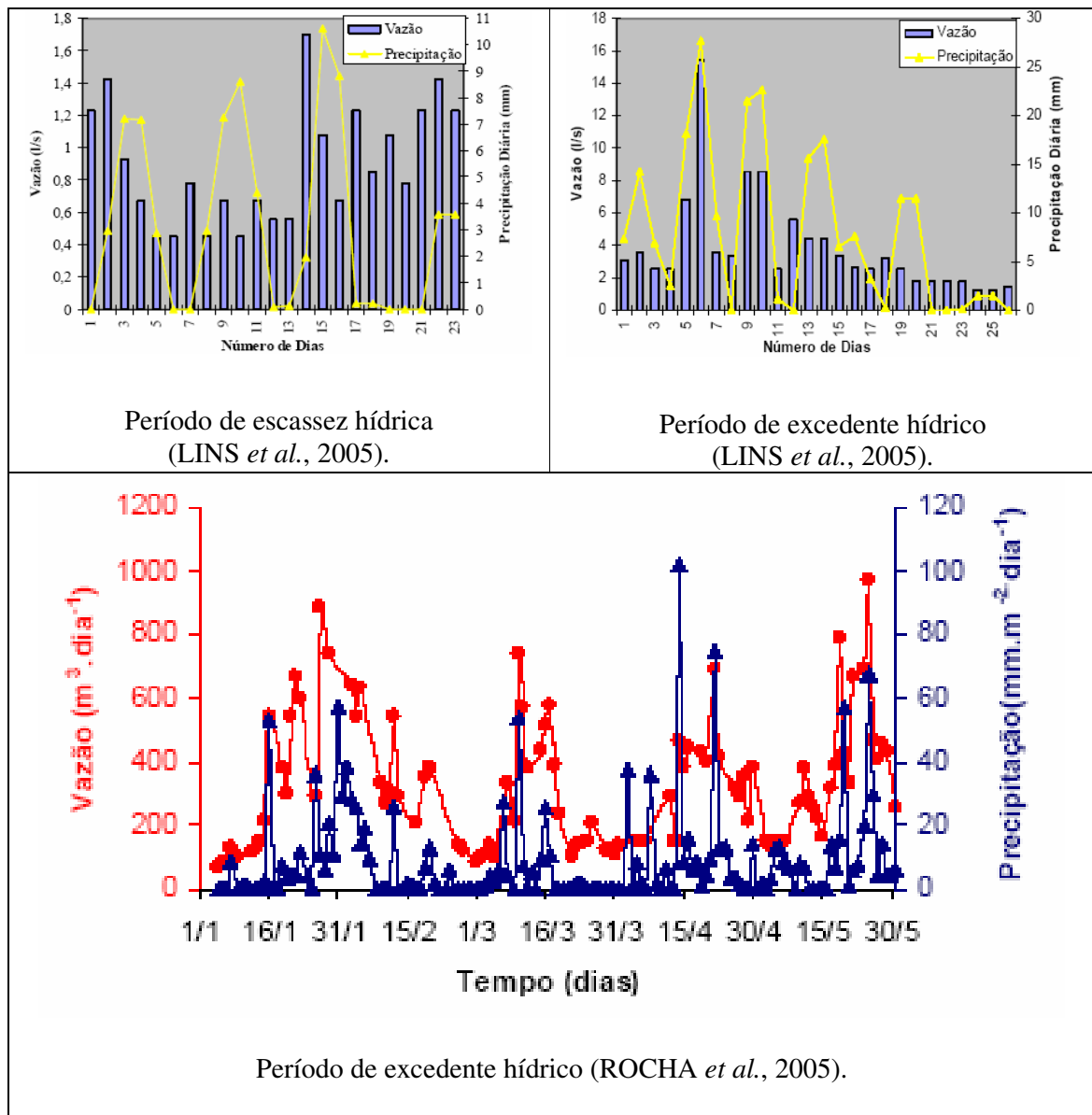


Figura 3.2 – Influência da precipitação no volume de lixiviados gerados

3.4.3 Características dos Lixiviados

Assim como o volume de lixiviados gerados é influenciado por diversos fatores, suas características físicas, químicas e biológicas também o são. Essas características dependem do tipo de resíduo aterrado, grau de decomposição, clima, estação do ano, idade do aterro, profundidade em que o resíduo foi aterrado, tipo de operação do aterro, entre outros fatores. (PAES, 2003; PESSIN *et al.*, 2003; QASIM & CHIANG, 1994). Para Rodrigues (2004) a composição dos lixiviados depende, fundamentalmente, da qualidade dos resíduos dispostos e da fase de degradação em que se encontram dentro dos aterros sanitários. Porém, Pessin *et al.* (2002) alertam para a sobreposição das fases, causada pela dinâmica da digestão anaeróbia associada a fatores ambientais e operacionais. Essa sobreposição leva a uma imprecisa detecção e interpretação da evolução das fases. Soma-se a esse fato a descarga contínua de resíduos, mais um dos fatores de superposição de fases.

Em linhas gerais, as características dos lixiviados podem ser divididas em três grandes grupos. O primeiro deles abarca os parâmetros físico-químicos, em outras palavras, parâmetros que constituem a parte orgânica dos lixiviados. Já o segundo grupo representa a parte inorgânica (cátions, ânions e metais pesados). E, por último, os grupos biológicos, compostos por microorganismos de diferentes filos.

Em regra, os parâmetros de caracterização são os mesmos adotados por diferentes autores nos estudos relativos às características dos lixiviados. Desta maneira, a seleção dos parâmetros esbarra no objetivo do trabalho científico, isto é, os parâmetros a serem usados em uma determinada pesquisa são previamente determinados em função dos estudos a serem realizados, ou os mesmos parâmetros constam de listas de monitoramento especificadas em legislações ambientais vigentes. Além disso, utilizam-se medidas estatísticas como mediana, média, percentis e desvio padrão para descrever o comportamento dos lixiviados. Na **Tabela 3.2** mostram-se alguns desses parâmetros, seus respectivos valores e medidas estatísticas mais utilizadas, considerando o estudo específico efetuado por Statom *et al.* (2004).

Tabela 3.2 - Valores dos parâmetros de caracterização de lixiviados

Parâmetros	Número de Amostras	Valor Máximo	Valor Mínimo	Média	Mediana	Desvio Padrão
pH⁽¹⁾	50	8,01	6,56	7,10	7,03	0,27
DBO₅⁽²⁾	50	184	< 1	46,9	35,5	40,17
DQO⁽²⁾	48	2000	222	834,92	754	383,11
COT⁽²⁾	13	273	15	150,15	162	60,54
Amônia⁽²⁾	50	1350	5,60	473,01	457	253,95
Nitrato⁽²⁾	49	53,20	< 0,01	5,27	0,16	11,87
Cádmio⁽³⁾	49	< 10	< 1	-	-	-
Ferro⁽³⁾	50	9720	1600	4750,20	3695	2390,53
Chumbo⁽³⁾	49	110	< 4	-	-	-
Zinco⁽³⁾	49	488	< 6	-	-	-
Mercurio⁽³⁾	50	< 0,50	< 0,10	-	-	-
Alcalinidade⁽²⁾	31	3900	1160	2453,13	2380	597,19
Bicarbonato⁽²⁾	4	3900	1900	2660	2420	927,94

(1) pH: adimensional

(2) Valores medidos em mg/L

(3) Valores medidos em µg/L

Fonte: Adaptado de Statom *et al.* (2004).

Em âmbito nacional, dados coletados pelo IBAM (2001) mostram que os lixiviados gerados no Brasil possuem as seguintes características, apresentadas na **Tabela 3.3**.

Tabela 3.3 – Composição dos lixiviados em aterros brasileiros

Parâmetros	Unidades	Faixa de Variação	
		Máximo	Mínimo
pH	-	8,70	5,90
Nitrogênio Total - Kjeldahl	mg/L	3140	15
Nitrogênio Nitrato	mg/L	5,50	0
Nitrogênio Nitrito	mg/L	0,10	0
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	2900	6

Tabela 3.3 (continuação) – Composição dos lixiviados em aterros brasileiros

DQO	mg/L	28000	966
DBO₅	mg/L	19800	480
Cloretos	mg/L	11000	50
Sulfatos	mg/L	1800	0
Fósforo Total	mg/L	14,30	3,70
Cobre	mg/L	1,20	0
Chumbo	mg/L	2,30	0
Ferro	mg/L	6000	0,20
Manganês	mg/L	26	0,10
Zinco	mg/L	35,60	0,10
Cádmio	mg/L	0,20	0
Cromo Total	mg/L	3,90	0
Coliformes Fecais	NMP/100mL	4,9 x 10 ⁷	49
Coliformes Totais	NMP/100mL	1,7 x 10 ⁷	230

Fonte: IBAM (2001).

Contudo, a utilização desses valores não pode ser extrapolada para todo território brasileiro, uma vez que cada região do país está submetida a condições climáticas diferentes, bem como diferenças sociais, culturais e econômicas que levam a composições singulares de resíduos sólidos gerados que, conseqüentemente, influenciam as características dos lixiviados, como mostra a **Tabela 3.4**

Tabela 3.4 – Valores médios de DQO, DBO e pH para diferentes aterros.

LOCALIDADES	DQO (mgO₂/L)	DBO (mgO₂/L)	pH (adimensional)
Niterói	11500	4000	8
Rio de Janeiro	3470	494	8
Belo Horizonte	1543	176	n.d.*
Brasília	800	n.d.*	7,60
Porto Alegre	9379	4976	8,40

(*) não disponível.

Fonte: Rodrigues (2004).

Pessin *et al.* (1997) monitoraram, de 1994 até 1997, os lixiviados de uma célula de resíduos sólidos urbanos do aterro sanitário de São Giacom – RS. O acompanhamento sistemático da

composição dos líquidos percolados provenientes da célula de resíduos sólidos permitiu aos autores constatarem o elevado potencial poluidor dos mesmos, uma vez que foram detectadas concentrações expressivas de matéria orgânica e de metais, como mostrado na **Tabela 3.5**. Para um aterro de menores proporções, Ferreira *et al.* (2003) encontraram os valores apresentados na **Tabela 3.6**.

Tabela 3.5 – Valores mínimos e máximos de parâmetros de caracterização dos lixiviados gerados no aterro de São Giacomó – RS no período de 1994 a 1997.

Parâmetros Monitorados	Intervalo Observado	
	Mínimo	Máximo
pH (adimensional)	5,71	8,40
DQO (mg/LO ₂)	588	49680
DBO	99	26799
Nitrogênio Total (mg/L)	143,70	1494
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0,60	1258
Nitrogênio orgânico (mg/L)	7,80	887,50
Alumínio (mg/L)	0,19	15,41
Bário (mg/L)	0,11	9,70
Cádmio (mg/L)	< 0,003	0,22
Cromo Total(mg/L)	0,003	0,33
Chumbo (mg/L)	< 0,026	5,72
Cobre (mg/L)	0,008	2,41
Ferro (mg/L)	5,86	24,32
Manganês (mg/L)	0,04	2,07
Níquel (mg/L)	0,06	2,33
Zinco (mg/L)	0,08	3,22

Fonte: Adaptado de Pessin *et al.* (1997).

Tabela 3.6 – Valores mínimos, máximos e médios de parâmetros de caracterização dos lixiviados gerados no aterro de Pirai – RJ

Parâmetros	Valor Médio	Valor Mínimo	Valor Máximo
Cloretos (mg/L)	1146	498	1789
Alcalinidade Total	2817	1746	3470
Condutividade	7,61	5,33	8,61
Cor (mgPt/L)	1250	400	3000
FósforoTotal (mg/L)	0,71	0,13	1,20

Tabela 3.6 (continuação) – Valores mínimos, máximos e médios de parâmetros de caracterização dos lixiviados gerados no aterro de Pirai – RJ

N-NH₄⁺ (mg/L)	351	162	426
SST (mg/L)	201	44	560
COT (mg/L)	170	140,90	189,60
DQO (mg/L)	818	195	1414
DBO (mg/L)	215	40	555
pH (adimensional)	7,04	6,10	7,59

Fonte: Adaptado de Ferreira *et al.* (2003).

No aterro da Muribeca, Paes (2003) caracterizou os lixiviados de 4 células de disposição de resíduos sólidos, as células C1 e C2 (16 anos) e as células C3 e C4 (4 anos), como mostrado na **Tabela 3.7**. Um dos aspectos relevantes desse trabalho é que as células possuem diferentes inícios de operação, possibilitando avaliar as diferenças das características dos lixiviados em diferentes idades. Além disso, fizeram-se coletas em diferentes profundidades das células, mostrando com isso a relação entre profundidade e características dos lixiviados. De maneira geral, os resultados mostraram que, nas células mais novas, a concentração dos poluentes está muito elevada (DQO máxima na C4 de 37900 mg/L), enquanto nas células mais velhas as concentrações estão mais baixas, tendendo a uma estabilização. Além disso, com base na célula C1, quanto maior a profundidade, maior a concentração dos parâmetros analisados, com exceção dos metais.

Tabela 3.7– Valores médios dos parâmetros analisados para o chorume de 4 células no Aterro da Muribeca no período março/1996 a setembro/2001

Parâmetros (mg/L)	C1		C2		C3	C4
	16 anos		16 anos		4 anos	4 anos
	Pz-9	Pz-5	Pz-6	Pz-8	Pz-1	Pz-1
	(5m)	(15m)	(18m)	(15m)	(10m)	(10m)
pH (adimensional)	7,70	7,81	7,91	8,04	8,31	8,3
Alcalinidade	4496	4768	6931	7866	6751	6396
Sólidos Voláteis	2630	3199	6178	6319	7998	13886
DBO	838	969	1023	2787	2362	7367
DQO	2010	2303	5247	7427	9015	16879
Cádmio	0,039	-	-	0,09	0,15	0,13
Chumbo	0,41	-	-	1,24	1,32	1,19
Cobalto	0,095	-	-	0,18	0,51	0,2

Tabela 3.7 (continuação) – Valores médios dos parâmetros analisados para o chorume de 4 células no Aterro da Muribeca no período março/1996 a setembro/2001

Cobre	0,44	-	-	0,23	0,8	0,65
Cromo	0,26	-	-	0,15	0,07	0,09
Manganês	1,56	-	-	0,54	0,64	0,9
Zinco	1,75	-	-	0,31	0,53	4,15

Fonte: Adaptado de Paes (2003).

A etapa de caracterização de lixiviados pode ser considerada uma das ferramentas fundamentais para fornecer diretrizes à escolha de processos de tratamento mais adequados aos lixiviados (LO, 1996; VASEL *et al.*, 2004; HAMADA *et al.*, 2002). Além disso, Lo (1996) traz, como uma segunda função para as caracterizações, a montagem de um banco de dados que possibilite a consolidação dos parâmetros cinéticos de lixiviados nos mesmos moldes que se tem para esgotos domésticos atualmente.

3.5 Tratamento

A escolha de um processo de tratamento de lixiviados é uma das etapas mais difíceis na elaboração e implantação de um aterro sanitário. A alta variabilidade das características dos lixiviados ao longo do tempo, volume variável e extremamente dependente de características de ordem hidrogeológica, entre outros, constituem uma árdua barreira a ser transposta.

Qasim & Chiang (1994) e IPT/CEMPRE (2000) expõem alguns fatores relevantes à elaboração de um sistema de tratamento para lixiviados. São eles:

- Características dos lixiviados: determinação das concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos e sua evolução ao longo do tempo;
- Presença de substâncias perigosas: determinação de compostos tóxicos e metais pesados;
- Alternativas de disposição do efluente tratado de maneira associada à legislação;
- Estudos de tratabilidade: levantamento dos parâmetros para projetos e operação de aterro visando à escolha de tecnologia mais apropriada;
- Avaliação das alternativas tecnológicas disponíveis;

- Necessidades operacionais: determinações analíticas, treinamento de técnicos, etc;
- Custos de implantação.

Para o tratamento de lixiviados empregam-se processos alternativos, destacando-se: tratamento biológico, recirculação do chorume através do aterro sanitário e tratamento físico-químico (IPT/CEMPRE, 2000). Todavia, os processos mais empregados no Brasil, para o tratamento de líquidos lixiviados de aterros sanitários, incluem processos biológicos, como lagoas de estabilização, lodos ativados e filtros biológicos (BIDONE *et al.*, 1997). Têm-se destacado também, no cenário mundial, os processos oxidativos avançados – POA, pois os processos biológicos esbarram em fatores limitantes como (SILVA *et al.*, 2000): vazão e carga orgânica variáveis, ausência de parâmetros cinéticos consolidados, necessidade de grandes áreas para implantação e baixa eficiência quando o lixiviado apresenta uma baixa biodegradabilidade, entre outros.

Já os processos físico-químicos, apesar da elevada eficiência de remoção de poluentes, são caros quando utilizados isoladamente (ALVES, 2004). No caso da recirculação, o problema está em se encontrar a taxa ótima do volume a ser recirculado, uma vez que o excesso de lixiviado recirculado pode inibir ou retardar as reações que ocorrem no interior das células de resíduos sólidos (SALGADO *et al.*, 2005).

Forgie (1988) *apud* Alves (2004) sugere os seguintes critérios para a escolha do processo de tratamento, mostrados na **Tabela 3.8**.

Tabela 3.8 – Critérios para a seleção do processo de tratamento de lixiviados	
Processo de Tratamento	Características dos Lixiviados
Biológico (aeróbio ou anaeróbio)	- Elevada DQO (acima de 10000 mg/L) - Baixas concentrações de nitrogênio amoniacal - $0,4 < \text{DBO}_5/\text{DQO} < 0,8$ - Elevada concentração de ácidos graxos de baixa massa molar. - $0,1 < \text{DBO}_5/\text{DQO} < 0,4$ e alta concentração de nitrogênio amoniacal (aeróbio)
Físico-químico	- $1500 < \text{DQO (mg/L)} < 3000$ - Elevada concentração de nitrogênio amoniacal - $\text{DBO}_5/\text{DQO} < 0,1$

Fonte: Adaptado de Forgie (1988) *apud* Alves (2004).

3.5.1 Processos Físico-Químicos

Os processos físico-químicos são frequentemente utilizados em combinação com o tratamento biológico. Neste caso, a função é eliminar particulados, componentes orgânicos refratários e espécies químicas indesejáveis no efluente final, como os metais pesados. As principais técnicas utilizadas para este fim são: diluição, filtração, coagulação/floculação, precipitação, sedimentação, adsorção/absorção, troca iônica, lavagem com ar, separação com membranas (osmose reversa, ultrafiltração), evaporação natural e vaporização e oxidação química (IPT/CEMPRE, 2000; QASIN & CHIANG, 1994).

Hamada *et al.* (2002) avaliaram alguns processos físicos e físico-químicos no tratamento de lixiviados do aterro controlado do município de Bauru – SP. O processo físico utilizado foi o da infiltração. Nesse processo, fez-se passar o lixiviado por tubos preenchidos com diferentes tipos de solo. Os resultados encontrados variaram de 94,5 a 97% de remoção de DQO. Porém, a partir de um determinado período, a eficiência reduziu-se a valores abaixo de 50%. Para o processo físico-químico, foi utilizado o processo de coagulação/floculação. Foram utilizados vários coagulantes e, dentre eles, o melhor resultado obtido girou em torno de 50% de remoção de DQO e DBO. Contudo, para se atingir essa eficiência foi necessário utilizar grandes quantidades de coagulante e observou-se, também, o grande volume de lodo gerado.

3.5.2 Processos Oxidativos Avançados (POA)

Os processos oxidativos avançados (POA) são processos que envolvem a geração de radicais hidroxila, altamente reativos, que têm a capacidade de destruição total de muitos poluentes orgânicos. A formação de espécies radicais em POA é importante devido ao seu alto potencial de oxidação e também às taxas de reações mais rápidas comparadas a oxidantes moleculares como ozônio. Os POA frequentemente são empregados em combinação com outras tecnologias de tratamento como pré-tratamento ou como pós-tratamento (ALVES, 2004).

Um dos POA estudados atualmente é o que utiliza sais de ferro para decompor cataliticamente o peróxido de hidrogênio. Esses são conhecidos por Reator de Fenton, em homenagem ao seu descobridor H.J.H Fenton. O que torna os reatores de Fenton atraentes é seu baixo custo, se comparados aos outros POA, além de possuir maior facilidade operacional (ALVES, 2004).

Alves (2004), utilizando um Reator de Fenton, encontrou uma eficiente remoção de matéria orgânica em termos de carbono orgânico total (COT) e demanda química de oxigênio (DQO). Para a célula emergencial, os valores foram de 72,6% de COT e 75% de DQO e, para a célula AC05, foram de 71,4% de COT e 89% de DQO. Além disso, o processo apresentou eficiente remoção de cor, sulfetos, fósforo e alguns metais. Porém, observou-se que o tratamento com reagente de Fenton é mais adequado para lixiviados antigos do que para lixiviados novos.

3.5.3 Recirculação

A recirculação é uma técnica que combina o pré-tratamento anaeróbico no interior do aterro, que atua como reator de leito fixo, com a evaporação que ocorre a cada recirculação. A técnica utiliza o aterro como um reator anaeróbico, produzindo um eficiente tratamento capaz de reduzir, de 20.000 mg/L para 1.000 mg/L, as concentrações de carga orgânica presente nos lixiviados.

Suas vantagens são a aceleração da estabilização do aterro sanitário, a redução de compostos orgânicos, a possível diminuição do volume e a redução dos custos de tratamento de lixiviados. Por outro lado, entre as desvantagens do processo, citam-se: os riscos de poluição das águas subterrâneas e solos; as altas concentrações de sais e metais pesados, devido aos múltiplos arrastes; os custos elevados para a implantação e manutenção do sistema de recirculação e os problemas relacionados com odor (IPT/CEMPRE, 2000; QASIN & CHIANG, 1994).

3.5.4 Processos Biológicos

Os processos biológicos consistem em promover o contato entre o efluente, no caso os lixiviados, e uma cultura heterogênea de microorganismos. Nesse processo, a matéria orgânica e outros compostos de difícil degradação são convertidos a substâncias mais simples como água, metano e gás carbônico (IPT/CEMPRE, 2000; ALVES, 2004). A biodegradação, como é mais comumente conhecida, pode se realizar tanto na presença quanto na ausência de oxigênio.

Para o tratamento dos lixiviados de aterros sanitários, alguns dos processos mais utilizados são: lodos ativados e suas variações, lagoas aeradas, lagoas de estabilização e reatores ou

digestores anaeróbios de fluxo ascendente (RAFAs ou UASBs) (IPT/CEMPRE, 2000; QASIN & CHIANG, 1994).

3.5.4.1 Lodos Ativados

O processo é realizado em tanques de aeração, onde aeradores desempenham duas funções distintas: fornecer oxigênio – pois se trata de um processo aeróbio – e manter os microorganismos em constante contato com o substrato orgânico. Esse processo gera uma quantidade grande de lodo cuja composição predominante é de microorganismos ativos. Assim, uma parte desse lodo é descartada e outra recirculada. Têm-se, por consequência, uma maior eficiência na remoção de poluentes e menores tempos de detenção hidráulica.

Alguns fatores de maior influência na seleção desse processo são: disponibilidade financeira, devido ao alto custo de investimento; fonte de energia elétrica e os custos de operação (IPT/CEMPRE, 2000). Além disso, Ferreira *et al.* (2001) comentam que o processo pode ser inibido (principalmente a nitrificação) pela presença de substâncias tóxicas, variação de temperatura e do pH do lixiviado. E, no caso de lixiviado velho (pobre em orgânicos biodegradáveis), a relação C/N pode ser muito baixa para a utilização desse processo biológico.

3.5.4.2 Lagoas Aeradas

São lagoas construídas com taludes de terra cuja profundidade varia de 2,5 a 5,0m. São normalmente usados aeradores mecânicos para mistura e aeração da massa líquida. Diferentemente dos lodos ativados, o lodo gerado é totalmente descartado.

O processo de lagoas aeradas é recomendável quando existem grandes áreas de terra disponíveis. É um processo de elevada eficiência, baixo custo de instalação e manutenção e de operação fácil e econômica. Apresenta, ainda, a vantagem de ser pouco sensível a oscilações de sobrecarga orgânica. Atinge alta eficiência de remoção da DBO, podendo chegar a mais de 90%. No entanto, dependendo da potência de aeração instalada haverá, com o tempo, uma deposição de sólidos no fundo da lagoa, reduzindo a eficiência e necessitando de drenagem ou instalação de um decantador secundário para evitar o alto teor de sólidos no efluente final (FERREIRA *et al.*, 2001).

3.5.4.3 Lagoas de Estabilização

Lagoas de estabilização são caracterizadas por serem grandes reservatórios de pequena profundidade, delimitados por diques de terra nos quais os materiais orgânicos, presentes nas águas residuárias, são estabilizados por processos biológicos, portanto naturais, envolvendo principalmente algas e bactérias. Esses sistemas de tratamento geralmente são classificados de acordo com a predominância do processo, seja anaeróbio ou aeróbio (IPTC/CEMPRE, 2000).

Segundo o IPT/CEMPRE (2000), lagoas anaeróbias operam com altas cargas orgânicas, atuando como uma unidade primária em um sistema de lagoas e baseiam-se na digestão anaeróbia para degradar matéria orgânica. Já nas lagoas facultativas ocorrem os processos anaeróbios e aeróbios. As lagoas facultativas operam com cargas orgânicas mais baixas do que as utilizadas em lagoas anaeróbias, permitindo que algas se desenvolvam nas camadas mais superficiais, realizando atividade fotossintética. Além dessas, há as lagoas de maturação, cuja função principal é a remoção de organismos patogênicos.

O tratamento de lixiviados por lagoas de estabilização depende de algumas variáveis para um bom desempenho. São elas: tempo de detenção hidráulica suficiente, vazão do chorume equalizada, uma relação DBO_5/DQO elevada e baixos teores de inorgânicos e de cor (LINS *et al.*, 2005).

Entende-se, como tempo de detenção hidráulica, o tempo mínimo necessário ao desenvolvimento de microorganismos em um dado ambiente. Assim, cada lagoa de estabilização deve possuir um tempo mínimo necessário de retenção do efluente. O tempo de detenção e a vazão estão intimamente ligados. Quanto menor a vazão do afluente, maior o tempo de detenção de uma lagoa. Um aumento ou diminuição excessiva da vazão pode afetar o funcionamento eficaz do sistema, uma vez que há alteração na quantidade de nutrientes, pH, oxigênio e temperatura do meio (LINS *et al.*, 2005).

Segundo Lins *et al.* (2005), a relação DBO/DQO também interfere significativamente no tratamento de lixiviados utilizando lagoas, pois todo o tratamento utiliza-se de microorganismos para estabilização da matéria orgânica. Esta, contudo, pode apresentar difícil degradação em função de diversos fatores como: estrutura complexa desprovida de grupos funcionais reativos; a molécula pode exercer uma ação tóxica sobre a microflora, ou ainda, inativar enzimas-chave do metabolismo celular; a molécula pode se complexar ou

interagir com elementos ou compostos químicos, tornando-se pouco acessível às enzimas extracelulares a posterior metabolização (SILVA, 2002 *apud* LINS *et al.*, 2005). Os autores trazem, ainda, como parâmetro a ser analisado, a cor, pois quando há uma elevação da mesma, há concomitantemente uma redução da absorção da luz no meio. Conseqüentemente, inibem-se processos metabólicos tais como a fotossíntese.

Rocha *et al.* (2005), em seus estudos, mostram a eficiência de remoção de poluentes de lixiviados por um sistema de lagoas de estabilização empregado no aterro da Muribeca – PE. O sistema é constituído por uma lagoa de decantação, seguida por uma lagoa anaeróbia e, finalmente, três lagoas facultativas, todas funcionando em série. Os autores concluíram que não ocorreu uma redução gradativa das concentrações orgânicas do efluente de acordo com o fluxo por cada unidade, como mostrado nas **Figura 3.3** e **Figura 3.4**. Além disso, constatou-se a presença de valores de concentração de DBO maiores em lagoas facultativas do que na lagoa de decantação. Conseqüentemente, as eficiências de remoção de poluentes foram negativas.

Naval *et al.* (2003) estudaram a remoção de matéria orgânica e nutrientes realizada pelo sistema de lagoas de estabilização do aterro sanitário de Palmas – TO. Os resultados encontrados foram 85,5% de DQO, 87,8% de DBO, 99,74% de Amônia e 93% de Nitrato. Entretanto, os estudos foram realizados no período seco (abril a setembro de 2002) e, devido a isso, o tempo de detenção dos lixiviados nas lagoas foi consideravelmente maior, dando melhores condições para remoção da matéria orgânica e nutrientes. Mesmo com remoções tão elevadas de poluentes, o tratamento não foi suficiente para garantir a qualidade do efluente final de forma que este não viesse a alterar o corpo receptor.

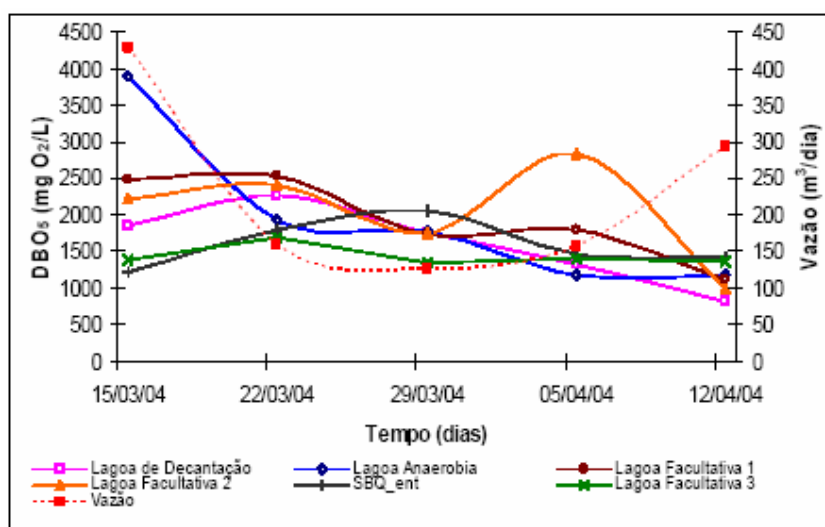


Figura 3.3 – Variação da DBO₅ x Vazão da estação de tratamento de lixiviados.
Fonte: Adaptado de Rocha *et al.* (2005).

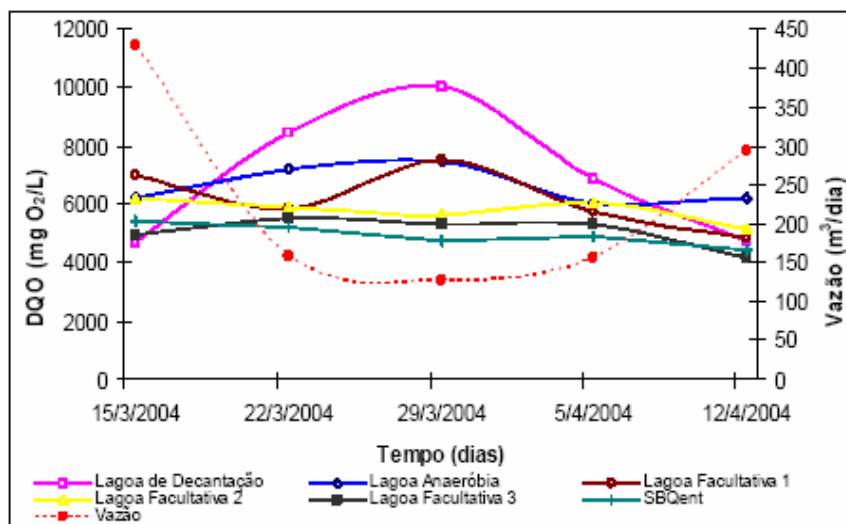


Figura 3.4 – Variação da DQO x Vazão da estação de tratamento de lixiviados.
Fonte: Adaptado de Rocha *et al.* (2005).

3.5.4.4 Reatores de Manta de Lodo (UASB)

Processo que consiste na passagem de um fluxo ascendente de efluente qualquer através de um leito de lodo denso e de elevada atividade. A água residuária entra pelo fundo do reator anaeróbio e segue uma trajetória ascendente, passando por uma zona de digestão, onde há um leito ou manta de lodo, atravessando uma abertura existente no separador de fases e entrando em uma zona de sedimentação. O contato entre a água residuária e a manta de lodo, presente

na zona de digestão, propicia a digestão anaeróbia, o que resulta na produção de biogás e no crescimento de lodo (IPT/CEMPRE, 2000).

Na **Figura 3.5** é mostrado um esquema de reator anaeróbio de manta de lodo. Segundo Chernicharo (1997), o projeto de reatores de manta de lodo é bastante simples e não demanda implantação de qualquer equipamento sofisticado ou de meios suportes para a retenção de biomassa. Suas vantagens são: baixa demanda de área, por ser um sistema compacto; baixo custo de implantação e operação; baixa produção de lodo; baixo consumo de energia; possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralisações; elevada concentração de lodo excedente; boa desidratabilidade do lodo. Como desvantagens, citam-se: possibilidade de maus odores, baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas, elevado intervalo de tempo necessário para a partida do sistema e necessidade de uma etapa pós-tratamento.

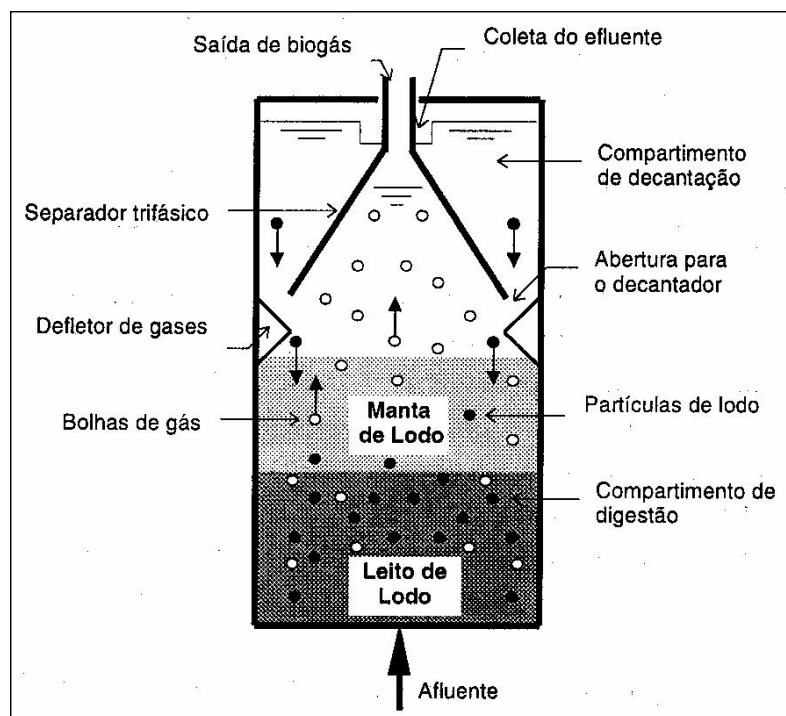


Figura 3.5 – Desenho esquemático de um reator UASB
Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997)

Segundo Couto & Braga (2003), o processo anaeróbio, mesmo utilizando um reator UASB, por sua natureza de "combustão incompleta", não é suficiente para promover o tratamento do chorume de modo que este possa ser lançado nos corpos d'água. Logo, é necessário associá-lo a um processo aeróbio para que se obtenha um melhor tratamento.

Pinto *et al.* (2003), em seus estudos com um reator UASB, obtiveram uma eficiência de remoção de DQO da ordem de 80% para uma carga volumétrica orgânica de 8 kg DQO/m³.d. Esse reator operou com temperatura superior a 20° C para obtenção dessa eficiência, e tratou tanto resíduos sólidos quanto lodos de tanques sépticos.

Fiore (2004), utilizando também um UASB para o tratamento de lixiviados, obteve os seguintes resultados: maior eficiência: valores compreendidos entre 57% e 42% e média superior a 50%; menor eficiência: valores compreendidos entre 39% e 5%, com média igual a 24%.

A autora constatou elevadas concentrações de Nitrogênio amoniacal, considerado tóxico aos microorganismos e, ainda, que a capacidade do lodo em reter metais pesados é satisfatória para uma grande gama desses metais, exceto para o ferro solúvel.

Para o tratamento de chorume do aterro da Muribeca – PE, Santos *et al.* (2003) operaram, em escala experimental, um reator UASB inoculado com lodo granular de um reator UASB em escala real (empregada no tratamento de efluentes de usina de açúcar). Teve-se por objetivo avaliar a alteração do tempo de detenção hidráulica (TDH) e da carga orgânica volumétrica na eficiência do reator. A operação desse reator durou 115 dias e os resultados na remoção de DQO alcançaram os seguintes valores, mostrados na **Tabela 3.9**.

Tabela 3.9 – Eficiência de remoção de DQO utilizando UASB

Fase de Operação	THD (h)	Condições de Operação	Período (dias)	Eficiência de Remoção de DQO (%)
I	52,3	Chorume diluído (50% chorume e 50% água)	0-12	64,2
II	57,2	Chorume Bruto e manutenção do THD	12-33	32,5
III	28,7	Chorume Bruto e redução do THD	33-83	42,7
IV	18,5	Chorume Bruto e redução do THD	83-115	43

Fonte: Adaptado de Santos *et al.* (2003).

No Brasil, a utilização de reatores UASB no tratamento de lixiviados de aterros sanitários é crescente. Porém, a utilização de sistemas anaeróbios, como os reatores UASBs encontram dificuldades em produzir efluentes que se enquadrem aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental.

Para finalizar esse item, mostra-se **Tabela 3.10** uma compilação dos trabalhos referentes ao tratamento de lixiviados realizados por pesquisadores brasileiros.

3.6 *Legislação Pertinente aos Lixiviados*

Em âmbito nacional, atualmente, tem-se a Resolução Nº 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. A Resolução dispõe sobre: “a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”. A referida Resolução fixa normas gerais sobre os assuntos nela tratados, deixando a cargo dos órgãos ambientais estaduais e municipais suplementá-la de acordo com suas necessidades e peculiaridades. Contudo, as normas estaduais e municipais ficam proibidas de fixarem parâmetros menos restritivos aos estabelecidos na Resolução e, até mesmo, de ir contra seus dispositivos.

O estado de Minas Gerais é um dos pioneiros na elaboração de normas que regulamentam o lançamento de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários. As duas normas que norteiam esse tópico são a Deliberação Normativa – DN 10/1986 e a Deliberação Normativa – DN 46/2001, do Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM.

A DN 10/1986 estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Devido à grande extensão da DN, serão transcritos apenas os aspectos diretamente ligados a este trabalho.

“(…) Art. 15 - Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, desde que obedeçam às seguintes condições:

a. pH entre 6,5 e 8,5 (+/- 0,5);

b. temperatura: inferior a 40°C, sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C;

c. materiais sedimentáveis: até 1 ml/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;

d. regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor;

e. óleos e graxas:

- óleos minerais até 20 mg/L;
- óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg/L.

f. ausência de materiais flutuantes;

g. DBO₅ dias a 20°C: no máximo 60 mg/L (este limite só poderá ser ultrapassado no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora de efluente, em termos de DBO₅ dias a 20°C do despejo em, no mínimo, 85%);

h. DQO: no máximo 90 mg/L (este limite só poderá ser ultrapassado no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora de efluente, em termos de DQO do despejo em, no mínimo, 90%);

i. sólidos em suspensão:

- uma concentração máxima diária de 100 mg/L;
- uma concentração média aritmética mensal de 60 mg/L (...)."

Já a DN 46/2001 estabelece alteração no limite de eficiência de remoção em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) para os sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais e dá outras providências. O artigo está abaixo transcrito:

“(...) Art. 15 a - Quanto aos lançamentos realizados, direta ou indiretamente, nos corpos de água pelos sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais, os parâmetros DBO₅ dias a 20°C e DQO terão como limites máximos os valores de 60 mg/L e 90 mg/L, respectivamente.

§ 1º - Os limites a que se refere o caput deste artigo só poderão ser ultrapassados quando o estudo de autodepuração comprovar o disposto no art. 17 desta Deliberação

Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG

Normativa e o sistema de tratamento reduzir a carga poluidora dos efluentes, em termos de DBO₅ dias a 20°C e de DQO em, no mínimo, 60% (sessenta por cento) (...).”.

Da revisão da literatura, conclui-se que alguns dos assuntos abordados apresentam-se em adiantadas fases de consolidação e estudos como: fases de degradação dentro de aterros sanitários, caracterização de lixiviados, etc. Por outro lado, outros tópicos desta revisão encontram-se em estado embrionário, carentes de informações mais aprofundadas, sendo o caso dos sistemas de tratamento de lixiviados e as legislações pertinentes aos mesmos. Quanto aos sistemas de tratamento, pouco se encontra sobre avaliações de seu desempenho na remoção de poluentes, consequência da falta de monitoramento sistemático em aterros sanitários e seus componentes. Já para legislações acerca de lixiviados, sua inadequação é oriunda da própria falta de estudos sobre lixiviados e seu tratamento. Assim, maiores investimentos em pesquisas, maior atuação e fiscalização dos órgãos ambientais diminuiriam a problemática da poluição causada por aterros sanitários.

Tabela 3.10 – Eficiência de remoção, da carga orgânica presente nos lixiviados, expressa pela remoção de DQO efluente

Autor	Processo de Tratamento de Lixiviados	Principais Características do Sistema	Redução da Carga Orgânica (Eficiência de remoção de DQO)	Outros Resultados Obtidos
Bila (2000) <i>apud</i> Fiore (2004)	Físico-Químico (coagulação e flotação)	Utilizou $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.	40 %	Redução de COT, cor e turbidez, respectivamente, de 25, 87 e 78%.
Russo & Vieira (2000)	Biológico (lagoa aerada)	Lagoa aerada, com oxigênio puro, em escala piloto real.	- escala real: 35% ; - escala piloto: 40 a 50% .	Redução de DBO_5 em escala piloto de 60% e de 50% em escala real.
Silva (2000)	Físico-Químico e Biológico (ozonização e lagoa)	Utilizado para o tratamento secundário do lixiviados.	73%	Eficiência na redução da COT de 63%.
Sousa (2000) <i>apud</i> Fiore (2004)	Físico-Químico e Biológico (lagoas, adsorção e filtros)	Utilização de lama vermelha como solvente da matéria orgânica presente no efluente, na adsorção.	22%	Eficiência na remoção de DBO de 25%.

Tabela 3.10 (continuação) – Eficiência de remoção, da carga orgânica presente nos lixiviados, expressa pela remoção de DQO efluente.

Autor	Processo de Tratamento de Lixiviados	Principais Características do Sistema	Redução da Carga Orgânica (Eficiência de remoção de DQO)	Outros Resultados Obtidos
Coelho (2001) <i>apud</i> Fiore (2004)	Físico-Químico (decantação)	Utilizou sulfato de alumínio e polímero aniônico.	22 %	
Coelho (2001) <i>apud</i> Fiore (2004)	Biológico (lodos ativados)	Lodos ativados com adição de carvão ativado em pó	30 %	Remoção de SS, fósforo, cor, detergentes e coliformes.
Ferreira <i>et al.</i> (2001)	Físico-Químico e Biológico (preliminar, primário, secundário, terciário)	Utilizou nano-filtração na etapa terciária.	75 %	Remoção de 77% de DBO ₅ .
Hamada <i>et al.</i> (2002)	Físico-Químico (coagulação/filtração)	Utilizou sulfato de alumínio e cloreto férrico.	Até 50 %	
Andrade (2002) <i>apud</i> Alves (2004)	Físico-Químico (coagulação/filtração)	Utilizou sulfato de alumínio, cloreto férrico e hidróxido de cálcio.	Em torno de 50 %	

Tabela 3.10 (continuação) – Eficiência de remoção, da carga orgânica presente nos lixiviados, expressa pela remoção de DQO efluente.

Autor	Processo de Tratamento de Lixiviados	Principais Características do Sistema	Redução da Carga Orgânica (Eficiência de remoção de DQO)	Outros Resultados Obtidos
Campos (2003)	Biológico (Filtro)		Valores na ordem de 30 a 60%	Redução de DBO ₅ na ordem de 30 a 90%.
Ferreira <i>et al.</i> (2003)	Biológico (Wetlands)	Utilização de plantas aquáticas, tais como taboa, junco, aguapé.	10%	
Pessin <i>et al.</i> (2003)	Biológico (reatores aeróbios compartimentados)	Reatores aeróbios compartimentados, constituídos de três câmaras de aeração e decantação, com capacidade de 10 litros cada, operando de forma sequencial com seis câmaras.	Até 76%	
Pinto <i>et al.</i> (2003)	Biológico (UASB)	Operado com temperatura superior a 20° C, para uma carga orgânica de 8 Kg DQO/m ³ .dia.	80%	
Silva <i>et al.</i> (2003)	Físico-Químico convencional	Utilizou como coagulante o cloreto férrico comercial (concentração de 20 a 60%)	68%	Clarificação do efluente tratado

Tabela 3.10 (continuação) – Eficiência de remoção, da carga orgânica presente nos lixiviados, expressa pela remoção de DQO efluente.

Autor	Processo de Tratamento de Lixiviados	Principais Características do Sistema	Redução da Carga Orgânica (Eficiência de remoção de DQO)	Outros Resultados Obtidos
Santos & Coelho (2003)	POA (Reator de Fenton)	Utilizou sulfato ferroso para a decomposição catalítica do peróxido de hidrogênio	77%	
Alves (2004)	POA (Reator de Fenton)	Utilizou sulfato ferroso para a decomposição catalítica do peróxido de hidrogênio	Células: - AC05: 89% - Emergencial: 75%	Remoção de COT: - AC05: 71,4% -Emergencial: 72,6%
Fiore (2004)	Biológico (UASB)	Utilizou um UASB para o tratamento de lixiviados após a recirculação dos mesmos.	Períodos de maior eficiência – média superior a 50% ; Períodos de menor eficiência – média de 24% ;	
Ferreira <i>et al.</i> (2005)	Biológico (filtro biológico, wetlands, lagoa)	Utiliza 2 filtros biológicos, vegetação aquática (taboa) e lagoa aeróbia, em série.	Remoção (Filtro + Wetland) de 48 ± 12%	Remoção de DBO ₅ (Filtro) de 78 ± 13% .

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 *Descritivo do Aterro e do Sistema de Tratamento*

O aterro sanitário, onde foi feita a pesquisa, localiza-se no município de Betim, Região Metropolitana de Belo Horizonte – Minas Gerais. O município fica a 30 km da capital mineira, e possui uma área de 345.990 km². Sua população atual é de 391.718 habitantes com uma taxa de crescimento de 7,85% ao ano.

A CTRS (Central de Tratamento de Resíduos Sólidos) foi inaugurada e a operar em outubro de 1996, tornando-se o primeiro aterro licenciado pela FEAM no estado de Minas Gerais. Atualmente, a CTRS ocupa uma área de 340 mil m², localizada a 8 km do centro do município, na BR-381, Estrada da Charneca s/n, no bairro São Salvador, região de Citrolândia. A Central engloba, em uma mesma área, quatro instrumentos de disposição e tratamento de resíduos sólidos urbanos (Aterro Sanitário, Sistema de Tratamento de Lixiviados, Pátio de Compostagem e Unidade de Recuperação de Recicláveis – URR).

Até 2003, o funcionamento da CTRS pode ser assim descrito : a URR recebia cerca de 30 toneladas de resíduos por dia. Eram triadas e recuperadas aproximadamente 2,5 toneladas de material reciclável, que era então vendido para empresas recicladoras. Da URR eram recuperadas, também, aproximadamente 7 toneladas de matéria orgânica putrescível (restos de alimentos), que eram destinadas ao pátio de compostagem a fim de se transformarem em composto orgânico. Todo o rejeito do processo de triagem, assim como o RSU não destinado à URR (cerca de 130 toneladas diárias), eram destinados ao Aterro Sanitário, onde tratores espalhavam, compactavam e cobriam o lixo com terra, evitando a exposição e a conseqüente procriação de vetores transmissores de doenças.

Após 2003, devido à implantação da coleta seletiva no município, a URR foi desativada. Quanto ao pátio de compostagem, este passou a receber apenas resíduos de empresas que trabalham com alimentos e de frigoríficos (húmus de boi). Assim, os compostos gerados nessa unidade não contam mais com a presença de resíduos provenientes de residências e estabelecimentos comerciais. Todas essas mudanças repercutiram apenas na quantidade de resíduos depositados no aterro, que hoje recebe cerca de 178 toneladas diárias, não afetando o sistema operacional de aterramento.

A matéria orgânica presente nos resíduos aterrados se decompõe e gera biogás e lixiviado. O biogás é queimado e o lixiviado é direcionado, através de drenos, para o sistema de tratamento, onde sofre decomposição e depuração biológica. Na **Figura 4.1** tem-se uma vista aérea do aterro, mostrando nitidamente as lagoas que compõem o sistema de tratamento.



Figura 4.1 - Vista aérea do Aterro Sanitário de Betim

O aterro sanitário foi construído utilizando a tecnologia de rampa em pilha, ou seja, os RSUs são dispostos em pilhas de 1,5 a 2,0 metros de altura, e recobertos diariamente por uma camada de 15cm de material inerte (entulho ou argila fina). Nas bordas de todas as células são confeccionados taludes com inclinação média de 30%. A operação termina com o plantio de grama nos taludes.

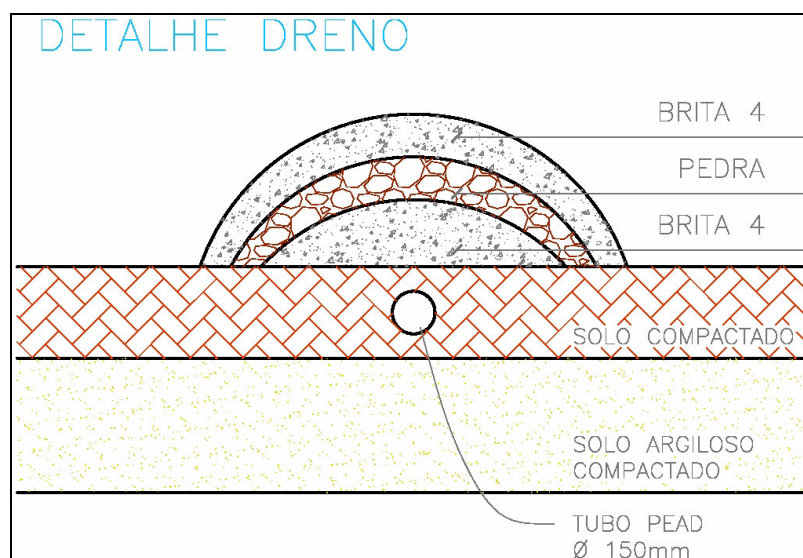
A Central recebe resíduos domiciliares, sépticos (100% auto-clavados), comerciais e de varrição, cuja composição gravimétrica, realizada entre maio e junho de 2003, indica uma predominância da matéria orgânica em relação aos demais componentes dos RSUs, como mostrado na **Tabela 4.1**. Em outubro de 2006, completar-se-á 10 anos de operação no aterro sanitário, cuja vida útil está estimada em 20 anos, sendo prevista, após seu encerramento, a construção de um parque ecológico.

Tabela 4.1– Composição gravimétrica dos RSU gerados nos município de Betim-MG

Ítems	Percentual (%)
Papel	13,46
Plástico	11,02
Metal	2,07
Vidro	1,82
Orgânico	69,64
Rejeito	1,99
Total	100

Fonte: Administração do Aterro – Dado coletado em 2005.

O tratamento de lixiviados inicia-se pelo sistema de drenagem construído no aterro. Esses drenos são cortes de canais, de aproximadamente 15 x 15cm de profundidade, onde são instalados dutos de PEAD de diâmetro de 150mm perfurados e preenchidos com pedras de mão e brita 4, para garantir a movimentação dos lixiviados, como mostrado na **Figura 4.2**. Os drenos conduzem os lixiviados até o sistema de tratamento, cujas partes integrantes são: lagoa anaeróbia, reator de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB), lagoa facultativa; todos em série, como mostrados nas **Figura 4.3** e **Figura 4.4**.

**Figura 4.2** - Execução dos drenos de lixiviados

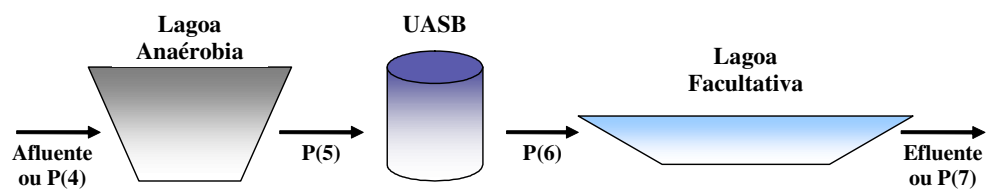


Figura 4.3 - Esquema do sistema de tratamento de lixiviados

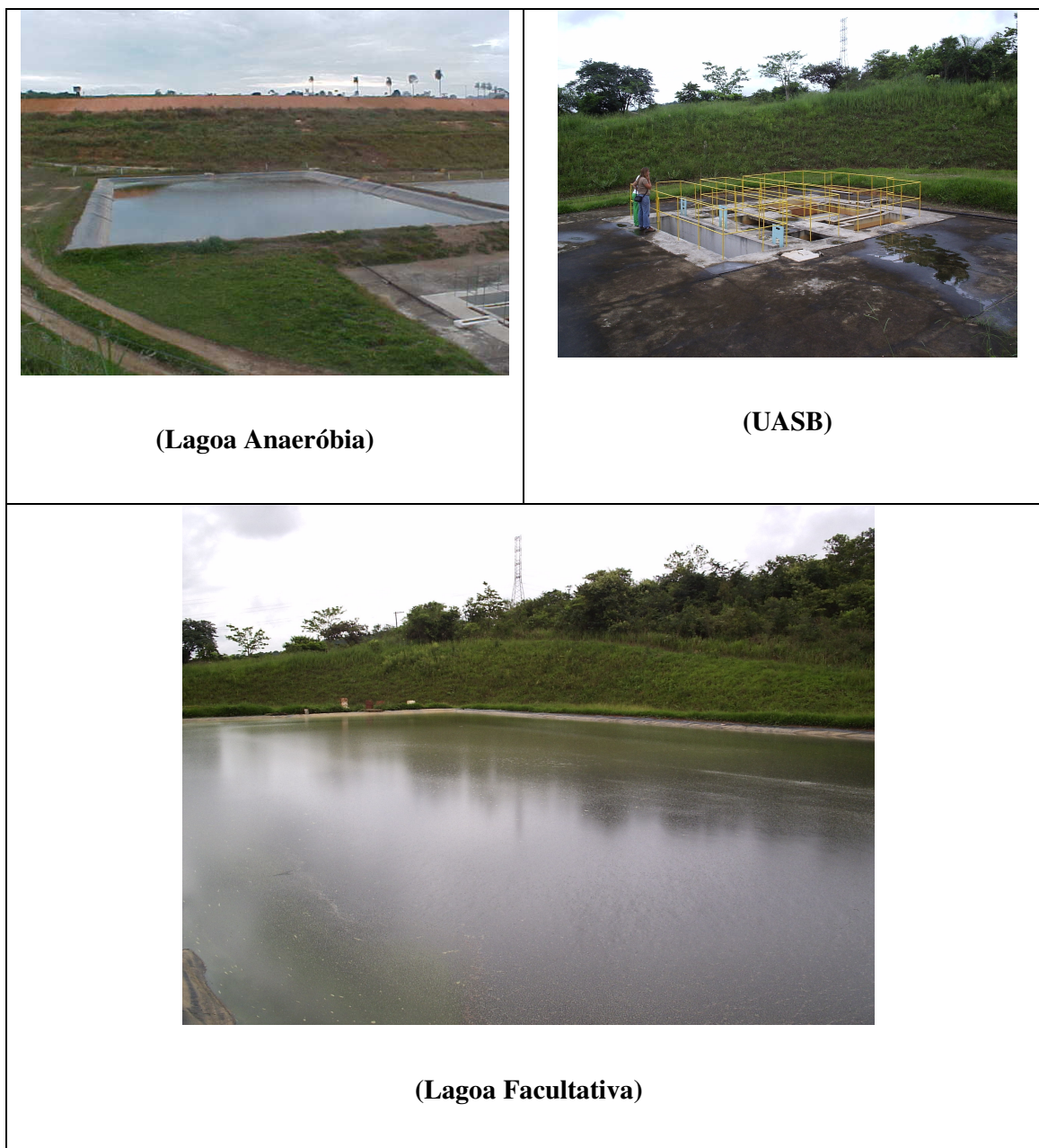


Figura 4.4 - Sistema de tratamento de lixiviados

A lagoa anaeróbia efetua o tratamento primário dos lixiviados e suas dimensões são: 28,20 x 42,40 x 3,5 metros. O efluente proveniente da lagoa anaeróbia segue para o reator UASB, onde se processa a segunda fase do tratamento. Nas **Figuras 4.5 a 4.7**, mostram-se cortes esquemáticos do reator. Nota-se que neste não há um separador de gases, comumente encontrado nos UASBs atuais. Assim, o biogás gerado durante o tratamento sai juntamente com o efluente líquido.

A última etapa do tratamento se passa na lagoa facultativa, sendo suas dimensões de 51,35 x 90,10 x 2 metros. O efluente tratado segue para uma lagoa de maturação antes de ser lançado no córrego “Sem Nome” que corta o aterro sanitário.

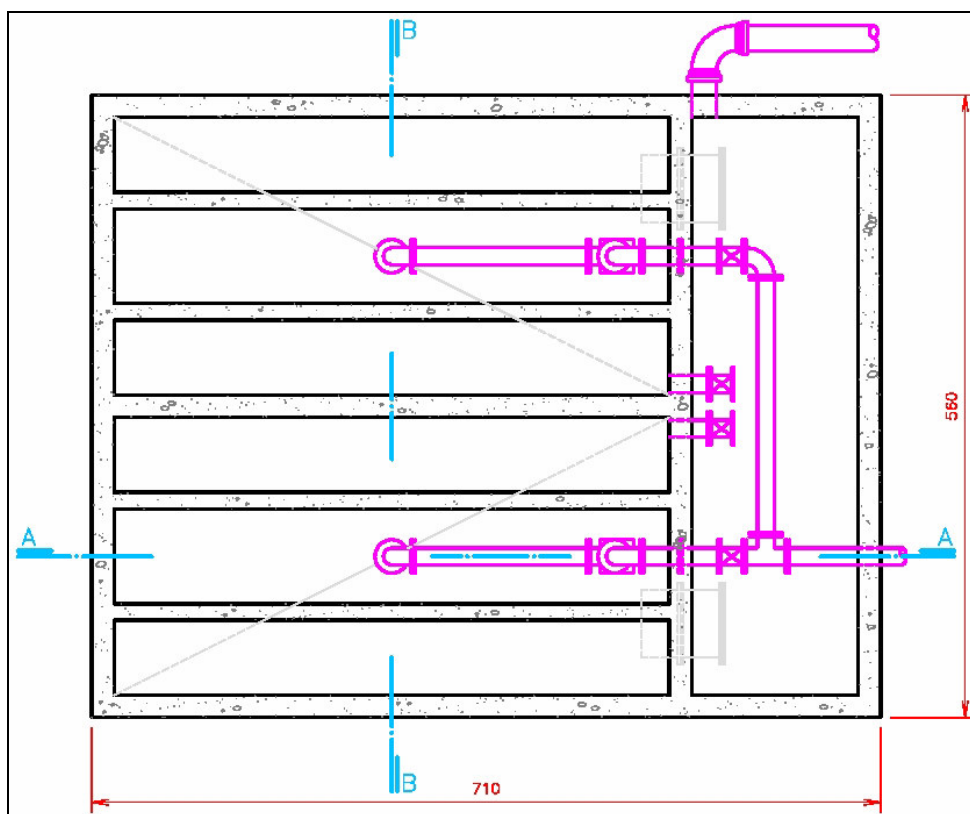


Figura 4.5 - Esquema do UASB - Planta Baixa (dimensões em cm)

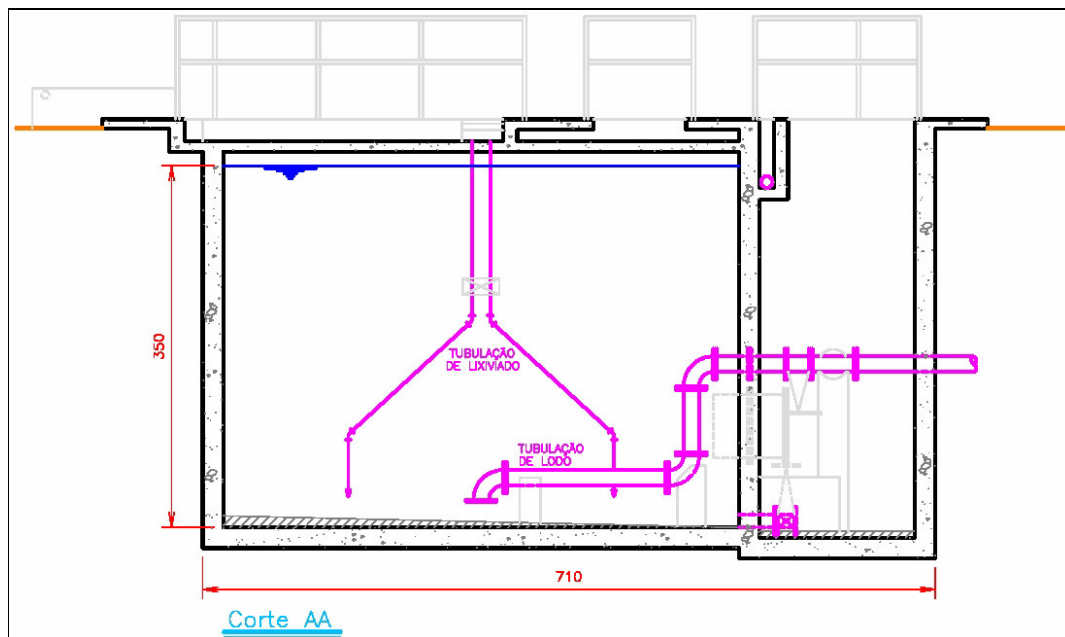


Figura 4.6 – Esquema do UASB - Corte AA (dimensões em cm)

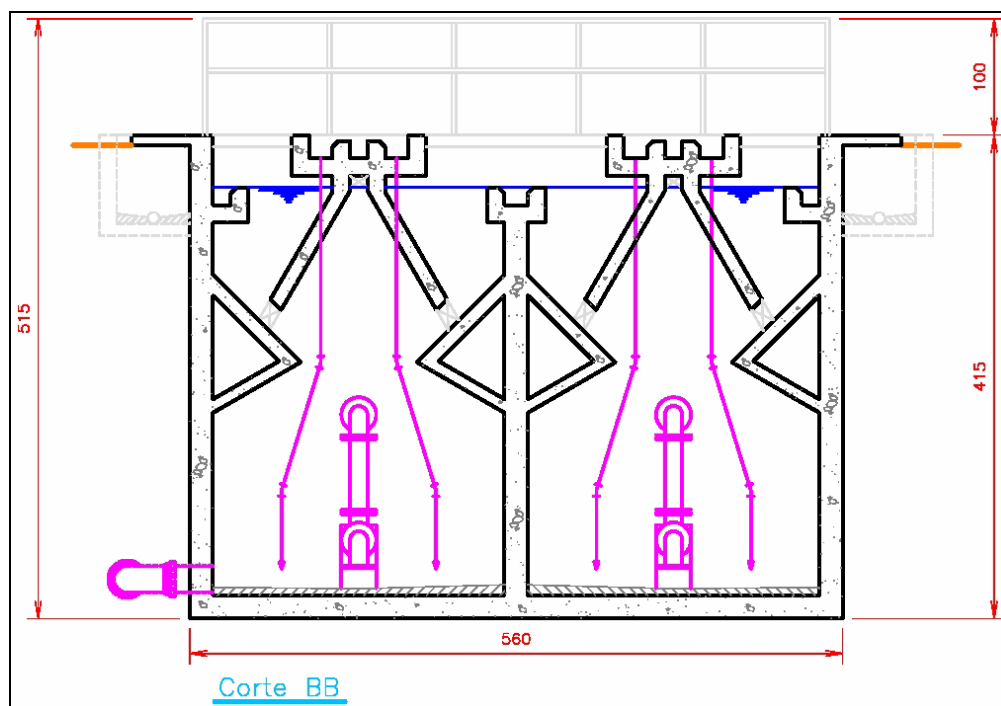


Figura 4.7 – Esquema do UASB - Corte BB (dimensões em cm)

4.2 Análise dos Dados de Monitoramento

Nesta dissertação, trabalhou-se com dados secundários, ou seja, dados de monitoramento de lixiviados realizado no aterro sanitário de Betim, entre agosto de 1999 e agosto de 2004. Os dados de monitoramento consistem em análises de amostras simples físico-químicas e biológicas realizadas quinzenalmente em pontos pré-determinados do aterro sanitário. Para este trabalho os pontos de interesse foram: Afluente ou P(4), P(5), P(6) e Efluente ou P(7).

O ponto aqui chamado de **Afluente** ou **P(4)** é, ao mesmo tempo, a entrada dos lixiviados no sistema de tratamento e a chegada dos mesmos pelo sistema de drenagem do aterro. Já o ponto denominado de **Efluente** ou **P(5)** é a saída da lagoa facultativa e a saída do efluente tratado. Os pontos **P(5)** e **P(6)** são pontos intermediários, e representam a passagem dos lixiviados pelas três etapas sucessivas de tratamento. Todos os pontos estão indicados na **Figura 4.3**.

O monitoramento iniciou-se em agosto de 1999, mas não de maneira sistemática, isto é, há períodos em que não foram monitorados os lixiviados gerados no aterro. Estes períodos de não monitoramento compreendem: todo o ano de 2002, onze primeiros meses de 2003 e os últimos quatro meses de 2004. Assim, em função desse não monitoramento os anos de 2003 e 2004 foram trabalhados conjuntamente. Os parâmetros monitorados no aterro de Betim estão apresentados na **Tabela 4.2**. Nesta, encontram-se os resultados da concentração dos parâmetros (última coluna da tabela) e suas unidades de quantificação, além dos limites impostos ao lançamento de efluentes tratados em corpos receptores, estipulados pela DN 10/86.

Com os dados de monitoramento, foi organizado um banco de dados de maneira a propiciar o cálculo das medidas estatísticas para a avaliação dos dados de monitoramento dos lixiviados, bem como sua posterior alimentação com dados de anos futuros.

Para os cálculos foi utilizado o pacote estatístico denominado “*STATISTICA*” cuja versão mais atual é a de número 6. Com o pacote, foi possível a montagem do banco de dados, elaboração de gráficos e tabelas, calcular as medidas estatísticas, etc. As medidas estatísticas, escolhidas com base na revisão de literatura e nas observações práticas de campo, são divididas em três grupos: medidas de tendência central (média, mediana e moda), medidas separatrizes (mediana e percentis) e medidas de dispersão (desvio padrão).

Tabela 4.2 – Exemplo de laudo de monitoramento dos lixiviados

PARÂMETROS	REFERÊNCIAS	UNIDADES	LIMITES *	RESULTADOS
pH in natura	SM - 4500-H ⁺	---	6,5 – 8,5	8,19
Demanda bioquímica de oxigênio	SM - 5210	mg/L O ₂	60	251,14
Demanda química de oxigênio	SM - 5220	mg/L O ₂	90	2108,40
Sólidos dissolvidos totais	SM - 2540	mg/L	---	8239
Sólidos suspensos totais	SM - 2540	mg/L	100	54
Sólidos totais	SM - 2540	mg/L	---	8293
Arsênio total	SM - 3500-As	mg/L As	0,2	< 0,05
Cádmio total	SM - 3111	mg/L Cd	0,1	0,042
Chumbo total	SM - 3111	mg/L Pb	0,1	< 0,02
Cobre total	SM - 3111	mg/L Cu	0,5	0,036
Cromo total	SM - 3111	mg/L Cr	---	0,197
Ferro solúvel	SM - 3111	mg/L Fe	10,0	7,873
Mercúrio total	SM - 3112	mg/L Hg	0,01	0,0009
Zinco total	SM - 3111	mg/L Zn	5	0,366
Nitrogênio amoniacal	SM - 4500-NH ₃	mg/L N	---	136,50
Surfactantes	SM - 5540 C	mg/L MBAS	2,0	0,71
Coliformes fecais	SM - 9222	Org/mL	---	2700
Coliformes totais	SM - 9222	Org/mL	---	4500

SM - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).
 * Limite do COPAM para efluentes (Deliberação Normativa Nº 10/86).

Para a análise dos dados de monitoramento dos lixiviados, foi empregada a seguinte metodologia: a partir das concentrações dos parâmetros de caracterização medidas no ponto Afluentes ou P(4), foram elaborados tabelas e gráficos apresentados no capítulo subsequente a este. Essas tabelas e gráficos são divididos em dois grupos. No primeiro grupo, as análises estatísticas são feitas por parâmetro de caracterização de lixiviados e levam em conta todos os valores de concentração medidos no período de agosto de 1999 a agosto de 2004. No outro grupo, são apresentadas análises estatísticas também por parâmetro, porém por ano de monitoramento realizado no aterro. Esse procedimento não foi empregado aos metais pesados e nem aos organismos indicadores de contaminação fecal, uma vez que não houve necessidade de se avaliarem anualmente suas concentrações afluentes, pois não se notou uma grande variabilidade desses ao longo do período de monitoramento.

4.3 Avaliação do Desempenho do Sistema de Tratamento

A avaliação do desempenho do sistema de tratamento foi estruturada da seguinte maneira: foram feitos os cálculos das eficiências de remoção para cada etapa do tratamento e para o

sistema como um todo. As eficiências de cada etapa e do sistema foram dispostas em um mesmo gráfico, sendo que para cada parâmetro foi construído um gráfico.

Esse procedimento não foi empregado aos metais pesados e organismos indicadores, pois se verificou a desnecessidade em fazê-lo, uma vez que poucas informações seriam obtidas neste procedimento. Além disso, não foram feitas análises para os pontos P(5) e P(6), pois não houve monitoramento nesses pontos para os referidos parâmetros.

As mesmas medidas estatísticas, empregadas na análise dos dados de monitoramento, foram utilizadas nesta etapa da dissertação. Além dos gráficos de eficiência, encontram-se gráficos que mostram o comportamento das concentrações ao longo das etapas do tratamento e gráficos de variação temporal das concentrações afluentes e efluentes dos poluentes. Por fim, confrontaram-se os resultados com os limites estabelecidos em normas vigentes para o lançamento de efluentes em corpos receptores.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo está estruturado da seguinte maneira: em um primeiro momento, abordam-se as características dos lixiviados gerados no aterro (itens 5.1 e 5.2); posteriormente, adentra-se no objetivo principal desta dissertação que é avaliação do desempenho do sistema de tratamento de lixiviados (item 5.3). Nessa parte, é avaliado o desempenho de cada etapa do tratamento, bem como o desempenho global do sistema. Dando seqüência ao capítulo, faz-se o confronto entre as características do efluente tratado e as exigências das normas pertinentes ao seu lançamento em corpos receptores (item 5.4) e, por fim, são tecidas algumas considerações finais (item 5.5).

5.1 *Análise Global dos Dados de Monitoramento do Lixiviado*

Na **Tabela 5.1** são apresentados os resultados de caracterização dos lixiviados para o período compreendido entre agosto de 1999 e agosto de 2004.

Tabela 5.1 – Estatística descritiva dos parâmetros de lixiviados gerados no aterro de Betim

Parâmetros (mg/L)	N	Média	Mediana	Min	Max	Perc. 10	Perc. 90	Desv. Pad.	CV
DBO	68	1911	398	47,5	17399	87	7896	3326	1,74
DQO	62	5737	2065	910	34925	1150	19440	8042	1,4
pH ^(a)	70	7,41	7,61	4,49	8,25	6,98	7,98	0,72	0,1
Sol. Diss.	68	6591	6185	733	19756	2288	10374	3253	0,5
Sol. Susp.	68	1353	566	10	6936	65	4290	1826	1,35
Sol. Tot.	69	8116	7345	407	25460	5878	14869	4990	0,61
Arsênio	46	0,043	0,05	0,003	0,5	0,0125	0,05	0,015	0,35
Cádmio	45	0,026	0,023	0,002	0,091	0,008	0,055	0,018	0,7
Chumbo	45	0,069	0,05	0,02	0,250	0,02	0,15	0,056	0,8
Cobre	45	0,033	0,02	0,01	0,310	0,01	0,058	0,047	1,42
Cromo	45	0,069	0,05	0,01	0,262	0,01	0,165	0,068	1
Ferro	45	20,155	10,121	0,285	140	2,222	39	27,4	1,35
Mercurio	45	0,00047	0,0002	0,0001	0,005	0,0001	0,0009	0,001	2,12

Tabela 5.1 (continuação) – Estatística descritiva dos parâmetros de lixiviados gerados no aterro de Betim

Zinco	45	0,484	0,17	0,01	5,082	0,02	1,023	0,87	1,79
Coliformes Fecais^(b)	70	1,8x10 ⁸	1,6x10 ⁶	2x10 ²	3,5x10 ⁹	1,7x10 ⁴	2,3x10 ⁸	6,1x10 ⁸	3,38
Coliformes Totais^(b)	70	2x10 ⁸	7,36x10 ⁶	2x10 ³	3,5x10 ⁹	1,6x10 ⁵	2,3x10 ⁸	6,1x10 ⁸	3

OBS 1: Ponto de Amostragem – Afluente (**Figura 4.3**).

(a) Adimensional

(b) Parâmetros medidos em NMP/100mL

Os resultados encontrados ratificam o comportamento variável ao longo do tempo das características dos lixiviados. Essa variabilidade é fortemente verificada para parâmetros físico-químicos (DBO, DQO e Sólidos) e em menor grau para os metais pesados. Para os parâmetros DBO, DQO e Sólidos, nota-se que suas concentrações são extremamente variáveis e heterogêneas, com valores característicos ora de aterros mais velhos, ora de aterros mais novos. Comparando-se os valores encontrados com os valores característicos das fases de estabilização biológica, pode-se dizer que as características deste lixiviado se aproximam das características da fase 3 ou fase de Formação Ácida, com exceção da DBO que se encontra, predominantemente, na fase 2 (**Tabela 3.2**).

Quanto ao pH, os valores são homogêneos e, analisando-se apenas este valor, nota-se que a fase predominante de decomposição dentro do aterro seria a fase 3 ou fase de Formação Ácida (**Tabela 3.2**).

Para os metais pesados, apesar de também apresentarem comportamento variável ao longo do tempo, percebe-se uma maior tendência à não-dispersão. Isso é notado na **Tabela 5.2**, na qual são apresentados os valores das modas de cada parâmetro e suas respectivas frequências. Além disso, a concentração dos metais pesados é bem inferior aos valores encontrados em literatura (**Tabela 3.2**) e outros trabalhos de caracterização (**Tabela 3.9**).

Tabela 5.2 – Valores das modas dos parâmetros de lixiviados

Parâmetros (mg/L)	N	Moda	Frequência
DBO	68	-	-
DQO	62	-	-
pH (adimensional)	70		
Sol. Diss.	68	8510	2
Sol. Susp.	68	-	-

Tabela 5.2 (continuação) – Valores das modas dos parâmetros de lixiviados

Sol. Tot.	69	-	-
Arsênio	46	0,05	38
Cádmio	45	0,01	4
Chumbo	45	0,02	14
Cobre	45	0,02	14
Cromo	45	0,01	9
Ferro	45	-	-
Mercúrio	45	0,0002	25
Zinco	45	0,08	4
Coliformes Fecais	70	-	-
Coliformes Totais	70	1,6x10 ⁷	13

OBS 1: Ponto de Amostragem – Afluente (**Figura 4.3**).

OBS 2: Período de Amostragem – Agosto 99 a Agosto 04.

Quanto ao aspecto biológico, são analisados apenas dois grupos de microorganismos dentre os vários encontrados nos lixiviados: Coliformes Fecais (termotolerantes) e Coliformes Totais. Para os parâmetros biológicos, há também uma grande variabilidade no tempo. Seus valores são heterogêneos apresentando, em muitos casos, valores elevados de microorganismos. A origem principal destes é, possivelmente, os resíduos provenientes de residências, uma vez que todo o resíduo de serviço de saúde, outra possível fonte, é autoclavado antes de ser enviado ao aterro sanitário. As concentrações mínimas e máximas de microorganismos, ratificam que a fase dominante de degradação no interior do maciço de resíduos sólidos está entre as fases 2 e 3 de degradação biológica, mesmo concentrações estando um pouco mais elevadas no caso do aterro em estudo (**Tabela 3.2, converter as unidades da tabela para NMP/100mL**).

A vazão, um dos parâmetros relevantes na determinação do volume de lixiviados gerados, não foi medida sistematicamente durante o período analisado. Ela está diretamente ligada ao tempo de detenção hidráulica dos efluentes no sistema de tratamento, e indiretamente ao desempenho na remoção de poluentes. Também importantes para uma avaliação mais precisa das concentrações dos poluentes de lixiviados são os dados de precipitação, sendo que entre estes e aquelas existe uma estreita correlação, como mostram estudos realizados por diversos autores (**Figura 3.2**).

Por se tratar de um processo biológico, a cor é um dos parâmetros importantes na maior ou menor eficiência no tratamento de efluentes. Devido ao processo de fotossíntese realizado pelas algas, uma cor muito escura de efluentes pode inibir o processo de depuração biológica realizado por elas. Porém, esse parâmetro também não constou no monitoramento realizado no período de pesquisa.

5.2 *Análise por Período dos Dados de Monitoramento do Lixiviado*

Nos próximos subitens, abordam-se as concentrações afluentes dos parâmetros e suas variações ao longo dos anos de monitoramento e discutem-se os resultados, confrontando-os com a literatura.

5.2.1 *Matéria Orgânica*

Neste primeiro subitem são abordados os parâmetros DBO e DQO, bem como a relação DBO/DQO. O primeiro parâmetro abordado é a DBO.

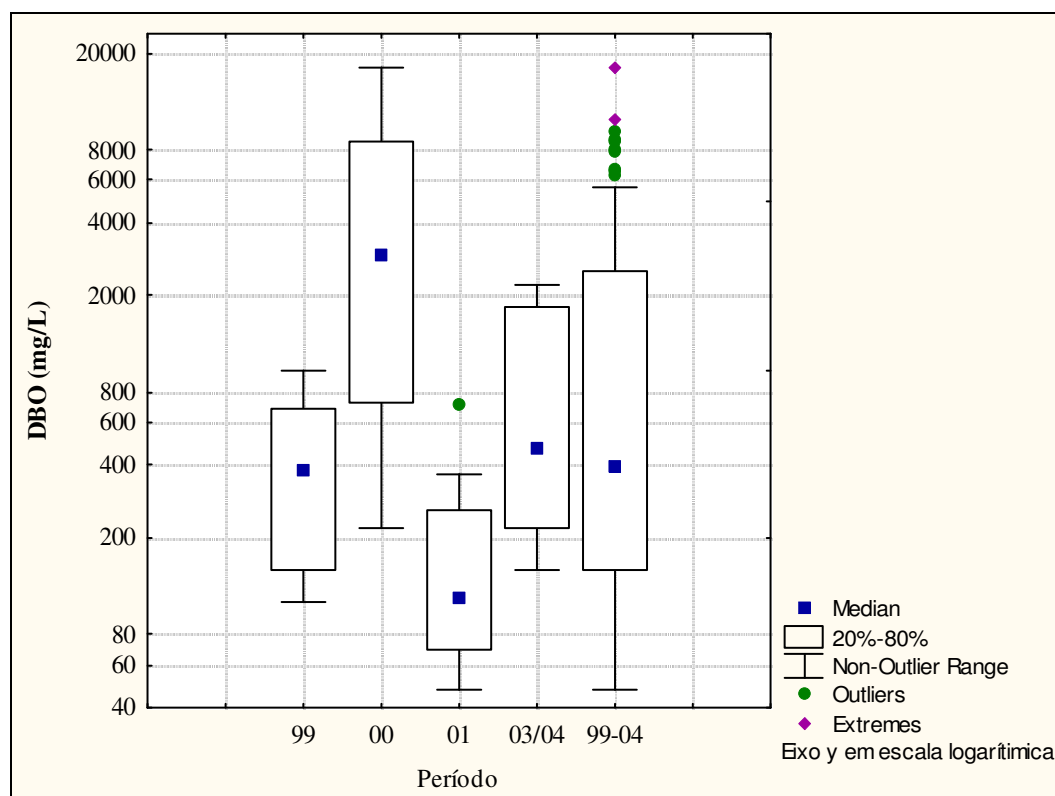


Figura 5.1 - Concentração Afluente de DBO

Com base na **Figura 5.1**, em 2000 foram apresentados os maiores valores de concentração de DBO sendo que, em 20% dos casos, as concentrações variaram entre 8600 e 17399 mg/L. Por outro lado, constata-se que, em 20% dos casos, as concentrações não ultrapassaram 720 mg/L, chegando a um mínimo de 218,2 mg/L. No outro extremo, tem-se o ano 2001, quando se registram os menores valores de concentração: o máximo atingiu o valor de 712,7 mg/L, enquanto o mínimo foi de 47,5 mg/L.

Apesar de terem sido alcançados valores na ordem de 18000 mg/L, quando se analisa o período compreendido entre 1999 e 2004, em 80% dos casos as concentrações de DBO não ultrapassaram a casa dos 2520,8 mg/L (**Figura 5.1**). Além disso, em 50% dos casos, as concentrações de DBO não ficaram acima de, aproximadamente, 400 mg/L. E apenas em 20% dos casos a DBO varia entre 2250 e 6000 mg/L. Os valores acima de 6000 mg/L foram considerados extremos ou outliers.

Na **Figura 5.2** não ficam evidentes as altas variações de DBO ao longo dos períodos de estudo, como é mostrado na **Figura 5.1**. Porém, ratifica-se que as altas concentrações ocorreram em 2000, mais precisamente, no primeiro semestre daquele ano. Após esse pico, não foram registradas elevações consideráveis nas concentrações de DBO.

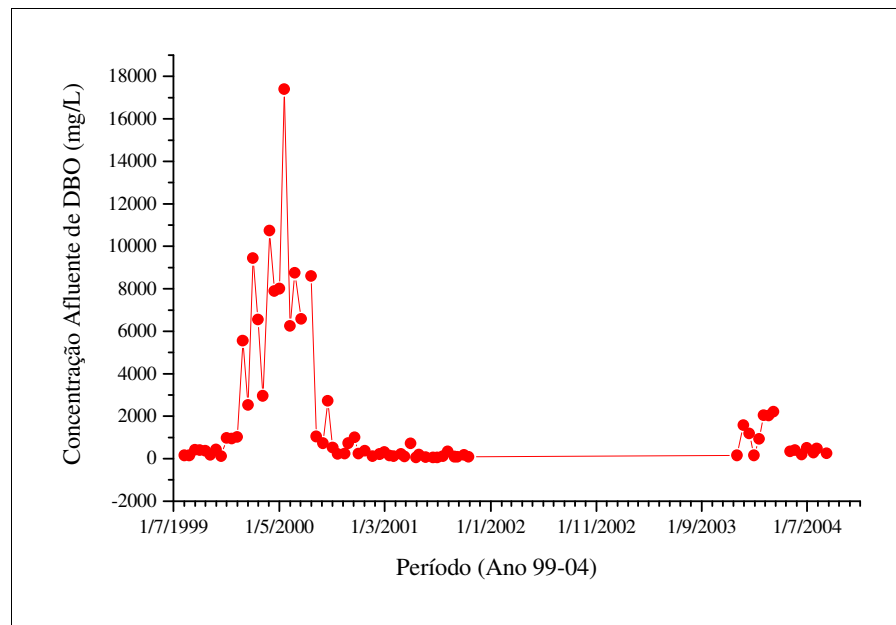


Figura 5.2 - Variação Temporal Afluente de DBO

Fazendo-se um cotejamento com a literatura, conclui-se que todos os valores encontrados nos anos de monitoramento são passíveis de ocorrência. Pessin *et al.* (**Tabela 3.7**) encontraram

valores de DBO variando de 99 a 26799 mg/L. Contudo, dadas as características predominantes das concentrações de DBO (grande parte das concentrações abaixo de 2500 mg/L), pode-se dizer que a fase predominante de degradação para a DBO seria a fase 2 ou fase de transição (**Tabela 3.2**).

Na **Figura 5.3** são apresentados os valores de concentração de DQO. No gráfico da figura, nota-se que o ano de 2000 foi o de maiores concentrações. A concentração máxima atingiu 34925 mg/L sendo que, para 20% dos casos analisados, as concentrações estiveram acima de 22200 mg/L. Por outro lado, verifica-se a ocorrência de valores baixos de concentração: em 20% dos casos, as concentrações não extrapolaram a casa dos 2080 mg/L.

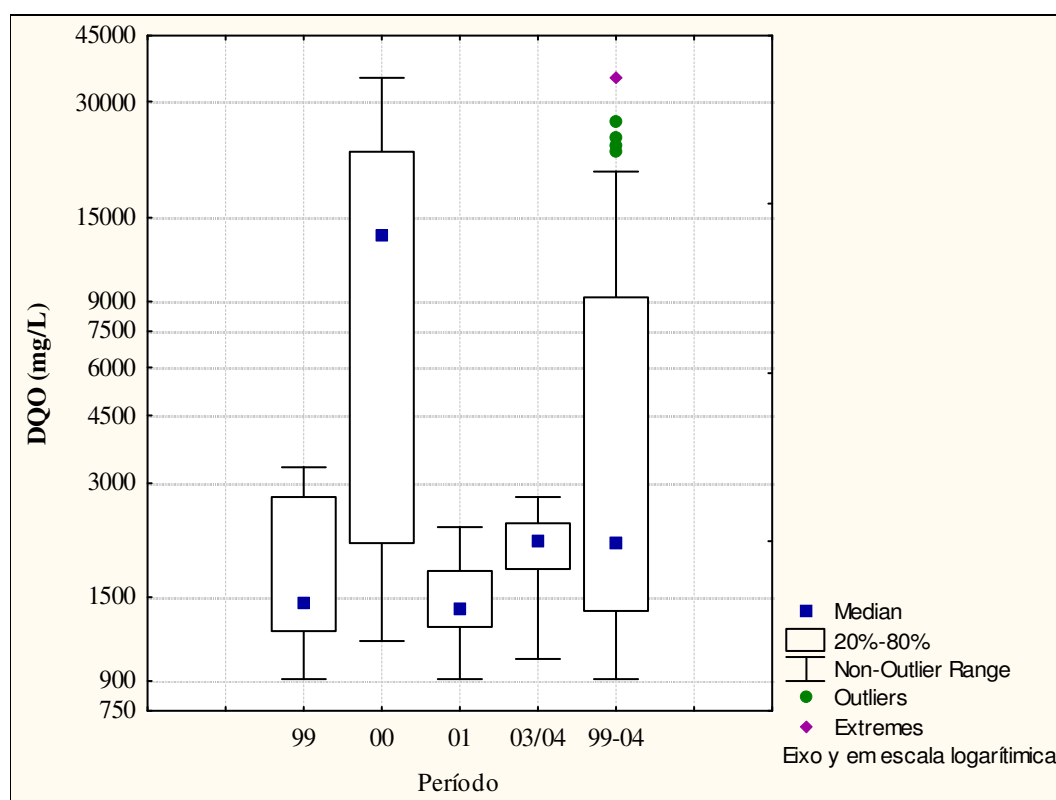


Figura 5.3 – Concentração de DQO Afluente

Já nos outros períodos analisados (1999, 2001 e 2003-2004), percebe-se que a dispersão é consideravelmente menor. Entretanto, em 1999 houve razoável dispersão: o mínimo e máximo foram, respectivamente, 913 e 3290 mg/L sendo que, em 80% dos casos, as concentrações ficaram acima dos 1215 mg/L. Os menores valores de concentração foram observados no ano de 2001, sendo que o máximo atingiu 2282 mg/L. Quando se analisa o período compreendido entre 1999 e 2004, infere-se que, mesmo apresentando concentrações

tão elevadas de DQO, em 62% dos casos analisados a concentração não ultrapassou o valor de 3300 mg/L. Contudo, há uma parcela considerável de concentrações, 38%, variando de 3330 mg/L a 20000 mg/L. Acima de 20000 mg/L os valores são outliers e extremos.

Pela **Figura 5.4**, ratifica-se que as maiores concentrações ocorreram em 2000. Porém, não se detectam facilmente, pelo gráfico de variação temporal, as oscilações das concentrações dos demais períodos de monitoramento. Quando se confronta o valor de concentração encontrado no aterro de Betim com os valores encontrados em literatura, pode-se dizer que os valores de DQO estão dentro do que seria esperado. Nos estudos realizados pelo IBAM (**Tabela 3.5**), foram encontrados valores de DQO variando entre 966 e 28000 mg/L. Já Pessin *et al.* (**Tabela 3.7**) detectaram valores na ordem de 50000 mg/L. Pela **Tabela 3.2**, é razoável supor que a fase de degradação predominante para a DQO seria a fase 3 ou fase ácida visto que, em quase 80% dos casos analisados, as concentrações estão acima de 1500 mg/L (análise feita levando-se em conta o período de 1999-2004).

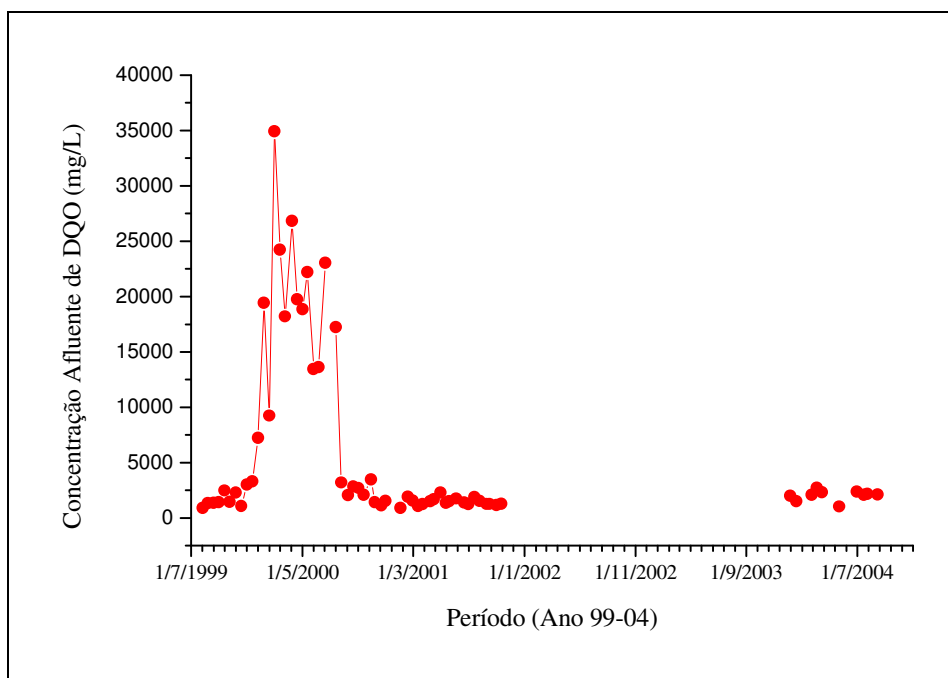


Figura 5.4 - Variação Temporal da DQO Afluente

Parâmetro fortemente ligado à escolha apropriada de um processo de tratamento de efluentes, a relação DBO/DQO é apresentada na **Figura 5.5**. Nela nota-se que ora os lixiviados apresentaram tendência ao tratamento biológico, ora ao tratamento físico-químico. Em 2001 observou-se a mais forte tendência ao tratamento físico-químico. Em 50% dos casos analisados, a relação DBO/DQO ficou abaixo de 0,09. Essa tendência possivelmente é

explicada pelas baixas concentrações de DBO constatadas no referido ano. Nos demais períodos, verifica-se a predominância do tratamento biológico. Para o ano de 1999, o mínimo encontrado para a relação foi de 0,1. Em 2000, em 95% dos casos, a relação ficou acima de 0,1 e para 2003-2004, no mesmo percentual analisado, a relação esteve acima de 0,12.

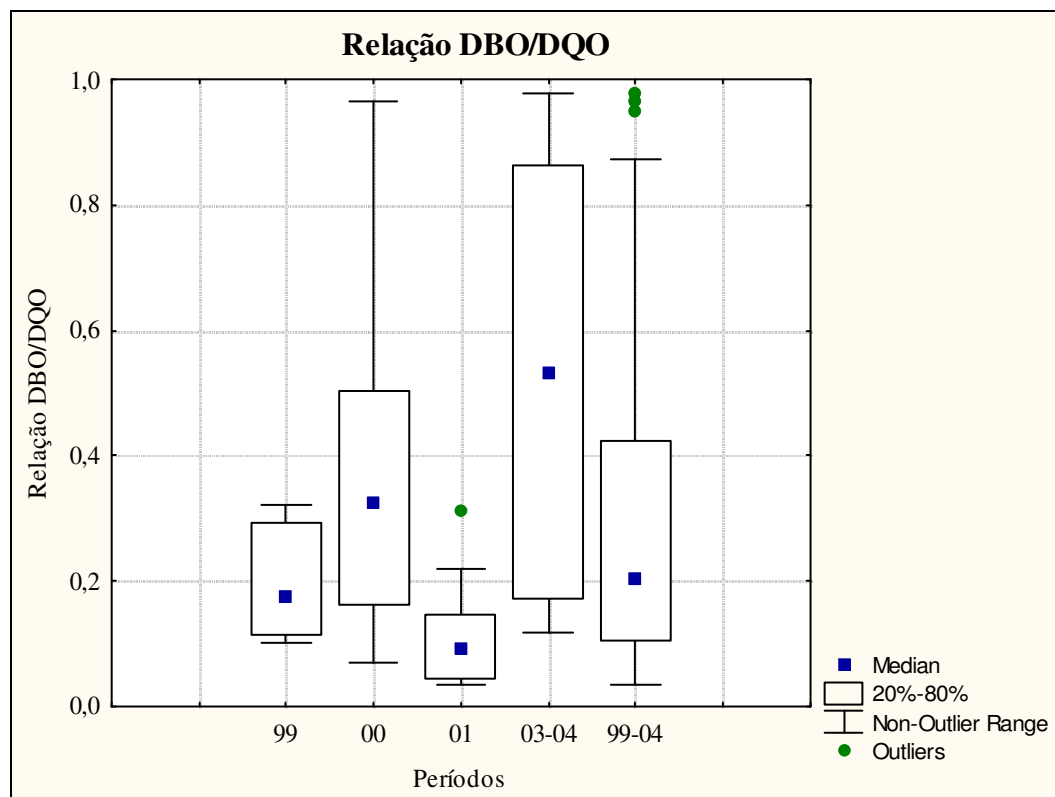


Figura 5.5 - Relação DBO/DQO

Em todo o período de monitoramento (1999-2004), 80% dos casos analisados apresentaram a relação DBO/DQO acima de 0,1. Mais especificamente, 60% dos casos analisados situam-se entre a faixa compreendida entre 0,1 e 0,42, e 20% estão acima de 0,42. Dentro dessas faixas, o processo de tratamento adequado seria o biológico (**Tabela 3.10**). Para os 20% situados abaixo de 0,1, a literatura sugere um processo físico-químico, pois a fração biodegradável é bem reduzida.

Na **Tabela 5.3** são mostrados as médias e desvios padrão para os parâmetros analisados neste subitem. Nota-se a elevada dispersão dos valores de concentração em relação à média, uma vez que os desvios padrão estão muito próximos ou, em alguns casos, maiores que ela. Percebe-se, também, que as maiores médias de DBO e DQO ocorreram em 2000, influenciadas pelas altas concentrações do período analisado. Essas altas concentrações

incidiram fortemente nas médias do período de 1999 a 2004, uma vez que nesse período os valores são trabalhados conjuntamente, ou seja, todos os valores de concentração são considerados nos cálculos das medidas estatísticas.

Tabela 5.3 – Estatística Descritiva da DBO, DQO e DBO/DQO

Períodos	DBO			DQO			DBO/DQO		
	N	Média	Desv. Pad.	N	Média	Desv. Pad.	N	Média	Desv. Pad.
99	10	410	315	10	1866	834	10	0,20	0,09
00	23	4768	4493	23	12553	10076	23	0,38	0,24
01	20	177	158	19	1467	332	19	0,10	0,07
03-04	15	844	762	10	2045	468	10	0,52	0,35
99-04	68	1911	3326	62	5737	8042	62	0,29	0,26

OBS: média dada em mg/L para DBO e DQO.

5.2.2 Sólidos

Neste segundo subitem são analisadas as concentrações afluentes dos sólidos. Constituem, igualmente a DBO e DQO, a parte orgânica dos lixiviados mas, por uma questão de praticidade, são tratados em subitem à parte. Serão abordados sequencialmente: Sólidos Totais, Sólidos Dissolvidos e Sólidos Suspensos.

Na **Figura 5.6** são apresentados os valores de concentração afluente para Sólidos Totais. Em 1999, 80% dos casos analisados apresentaram concentrações entre 5248 e 9248 mg/L. Em 2001, as concentrações estiveram compreendidas entre 5200 e 8100 mg/L aproximadamente. Em 2000 observaram-se os maiores valores de concentração, atingindo um máximo de 25460 mg/L. Neste ano, em 60% dos casos analisados, as concentrações encontraram-se variando de 6800 mg/L a 18000 mg/L. No biênio 2003-2004, o valor máximo de concentração não ultrapassou a casa dos 9000 mg/L. Quando se analisa todo o período de monitoramento (1999 a 2004), percebe-se um expressivo número de outliers e extremos. Em 60% dos casos, as concentrações situaram-se na faixa de 5200 a 9250 mg/L.

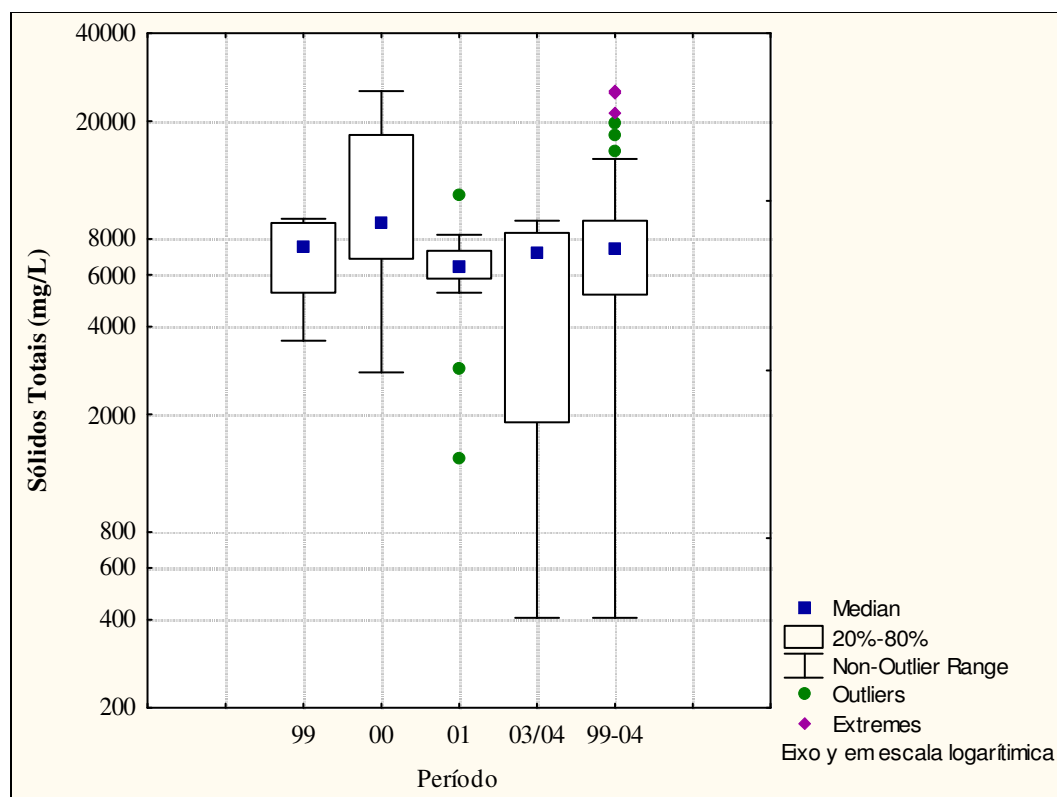


Figura 5.6 - Concentração de Sólidos Totais no Aflente

Na **Figura 5.7**, mostra-se a variação temporal das concentrações de Sólidos Totais. Diferentemente dos parâmetros DBO e DQO, são nítidas as oscilações das concentrações afluentes. Seguindo a tendência geral, no ano de 2000 foram verificadas as mais altas concentrações de Sólidos Totais, porém, percebe-se a ocorrência de concentrações elevadas fora daquele período. Na literatura pouco se encontrou sobre Sólidos Totais, evidenciando a pouca atenção dispensada a esse parâmetro. Campos *et al.* (2002) *apud* Paes (2003) encontraram um valor médio de 4758 mg/L para os lixiviados monitorados no aterro de Pirai – RJ. Já Castro (2001) *apud* Paes (2003), ao caracterizar os lixiviados do aterro de Piracicaba – SP, encontrou um valor médio de 3406 mg/L. Como se tratam de valores médios, fica difícil estabelecer uma comparação razoável com os valores encontrados para o aterro de Betim. Pela **Tabela 3.2**, a fase predominante para Sólidos Totais seria a fase 3 ou fase de formação ácida, uma vez que em 80% dos casos as concentrações ficaram acima de 5174 mg/L (consideração feita tendo por base o período de 1999-2004).

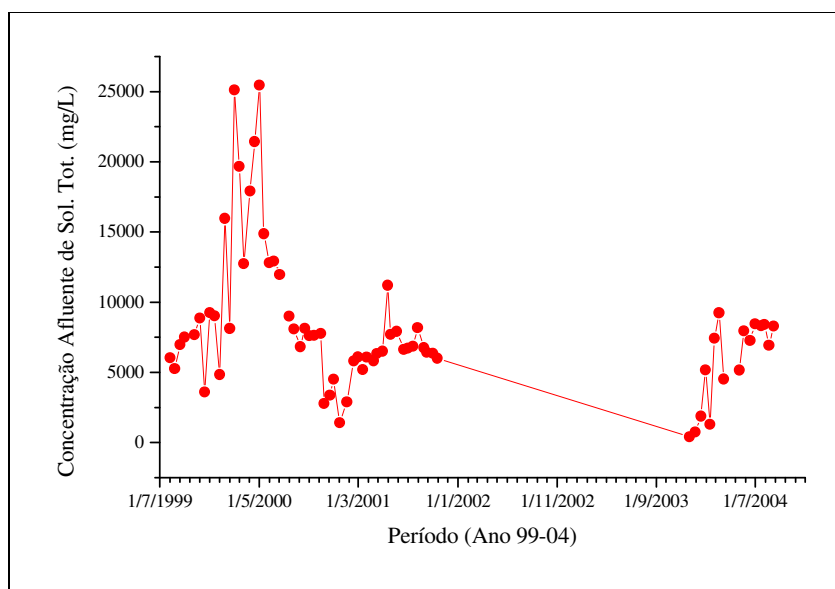


Figura 5.7 - Variação Temporal Afluente de Sólidos Totais

Dando sequência às análises, o próximo parâmetro analisado é o de Sólidos Dissolvidos. Pela **Figura 5.8**, nota-se a grande semelhança entre o comportamento das concentrações afluentes de Sólidos Totais e Sólidos Dissolvidos. Nos anos de 1999 e 2001, as concentrações apresentam-se mais homogêneas. Particularmente, em 2001 foram observadas concentrações bem mais uniformes, variando entre 5000 mg/L e 6500 mg/L. Para 1999, em 80% dos casos analisados, as concentrações variaram entre 4000 e 8500 mg/L. No ano de 2000 e no biênio 2003-2004 os valores são menos uniformes. Em 2000 registraram-se os maiores valores de concentração. Em 50% dos casos, as concentrações variaram entre 8500mg/L a 20000 mg/L. Ao longo do biênio 2003-2004 também ocorreu forte dispersão; contudo, o valor máximo de concentração não ultrapassou a casa dos 8500 mg/L. Para o período de 1999 a 2004, em 60% das análises de Sólidos Dissolvidos, os valores estão entre as concentrações de 4489 mg/L e 8423 mg/L. Além disso, percebe-se que a ocorrência de outliers é baixa e não houve a presença de valores extremos de concentração.

Na **Figura 5.9**, é apresentada variação temporal dos Sólidos Dissolvidos. Mais uma vez, nota-se a semelhança entre Sólidos Totais e Dissolvidos. Ficam evidentes as oscilações das concentrações e seus valores máximos em 2000. Dados sobre Sólidos Dissolvidos em literatura são bastante escassos também. Campos *et al.* (2002) *apud* Paes (2003), em seus estudos, encontraram um valor médio de 4611 mg/L.

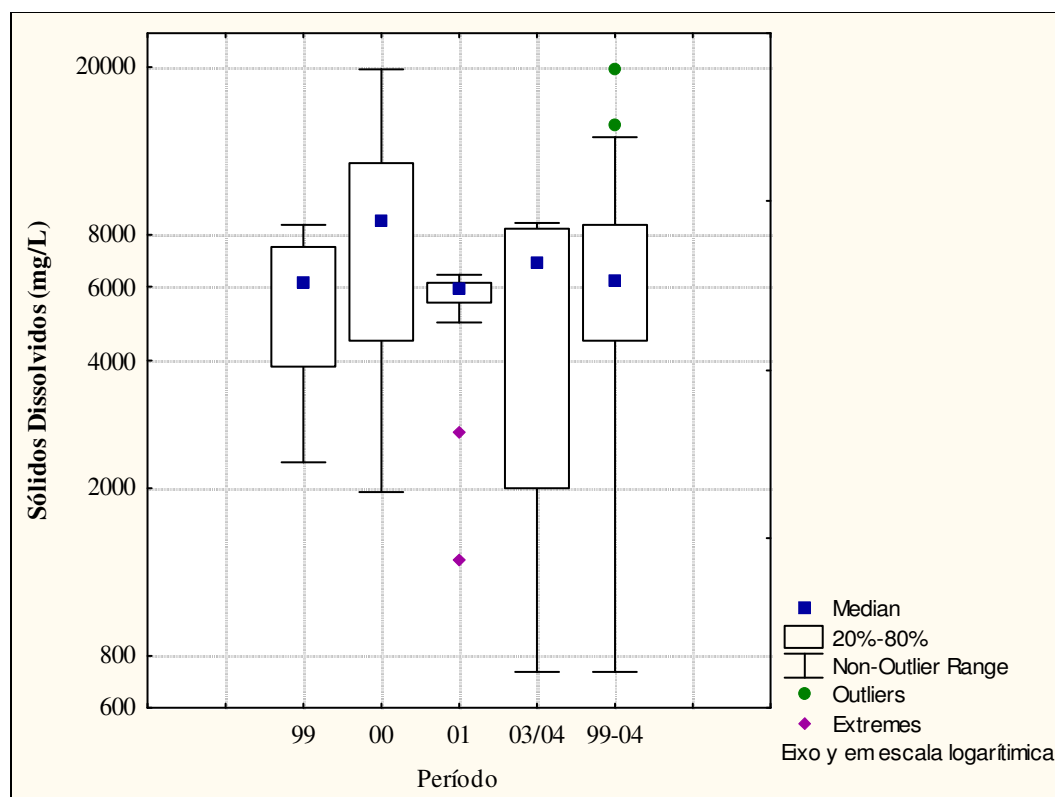


Figura 5.8 - Concentração de Sólidos Dissolvidos no Afluente

Para os Sólidos Suspensos, as análises das concentrações estão representadas na **Figura 5.10**. No biênio de 2003-2004 as concentrações foram as menores observadas; a máxima, sem considerar outliers e extremos, não excedeu 250 mg/L. Por outro lado, em 2000 constatarem-se as maiores concentrações, atingindo um máximo de 6936 mg/L. Nos anos de 1999 e 2001 as variações foram semelhantes, sendo que em 1999, em 50% dos casos, as concentrações permaneceram abaixo de 1491 mg/L, enquanto no ano de 2001, para a mesma porcentagem, as concentrações ficaram abaixo de 339 mg/L.

Pela análise em conjunto (período de 1999 a 2004), constata-se que em 30% dos casos analisados, as concentrações variaram de 565 mg/L a 2550 mg/L; e em 20% dos casos, as concentrações estão compreendidas entre 2500 e 6000 mg/L (valores mais elevados). Por outro lado, verifica-se que há valores baixos de concentração de sólidos suspensos, variando de 10 mg/L a 133 mg/L (20% aproximadamente).

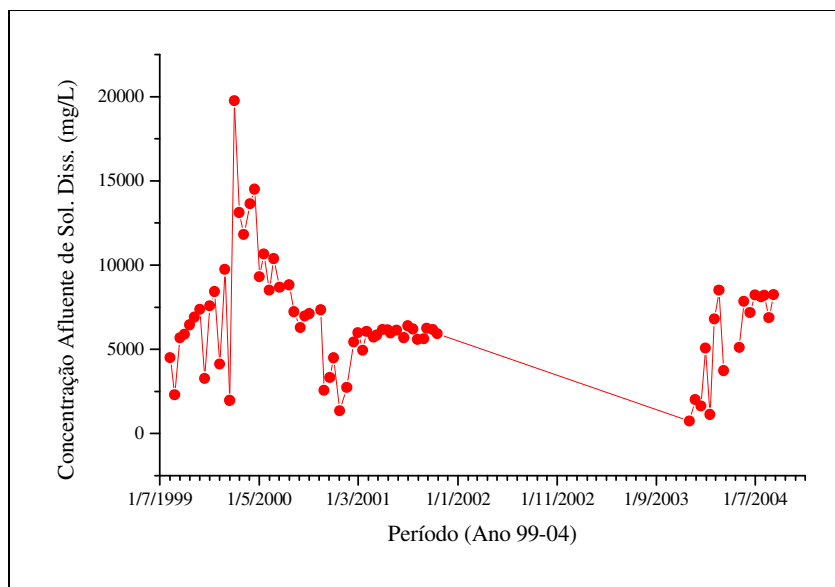


Figura 5.9 - Variação Temporal Afluente de Sólidos Dissolvidos

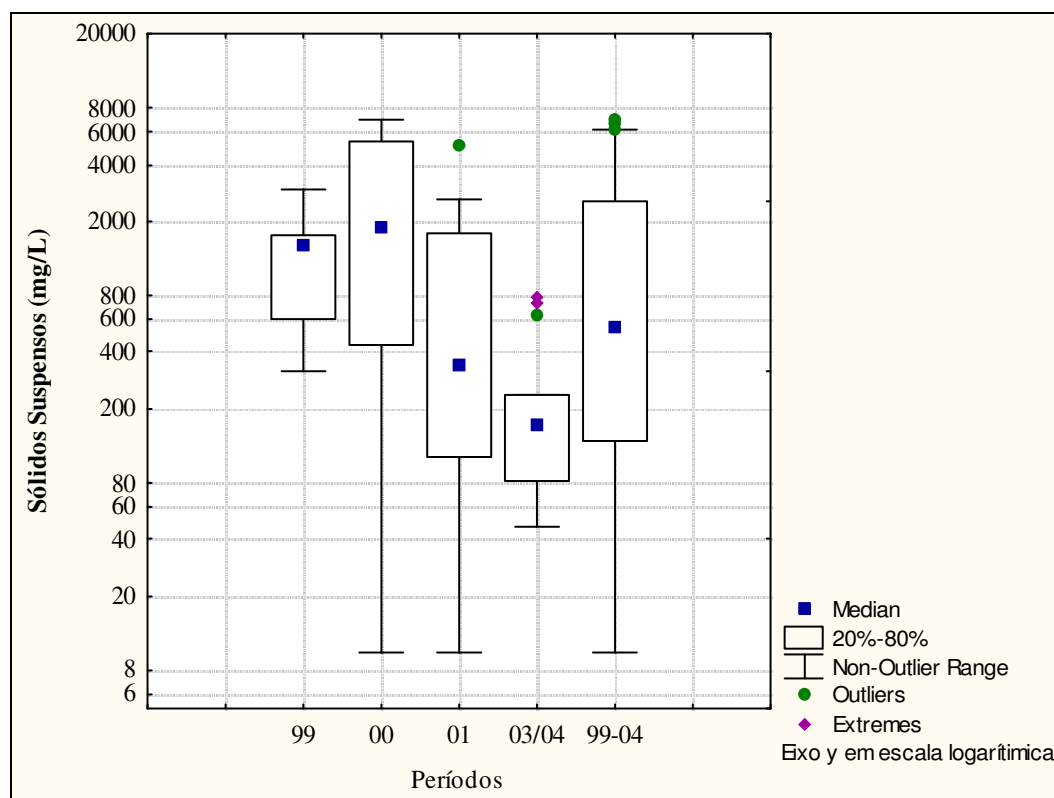


Figura 5.10 - Concentração de Sólidos Suspensos no Afluente

Pela **Figura 5.11** percebe-se que, dentre os sólidos, o parâmetro Sólidos Suspensos apresentou as maiores oscilações, bem como altas concentrações em dois períodos distintos: uma em 2000 (maiores concentrações) e outra em 2001. Campos *et al.* (2002) *apud* Paes (2003), em seus estudos, encontraram um valor médio de 147 mg/L. As mesmas

considerações feitas aos demais sólidos já analisados aplicam-se ao caso dos Sólidos Suspensos, porém vale lembrar que, dentre os sólidos, este é o único parâmetro a que se impôs um limite ao seu lançamento em corpos receptores.

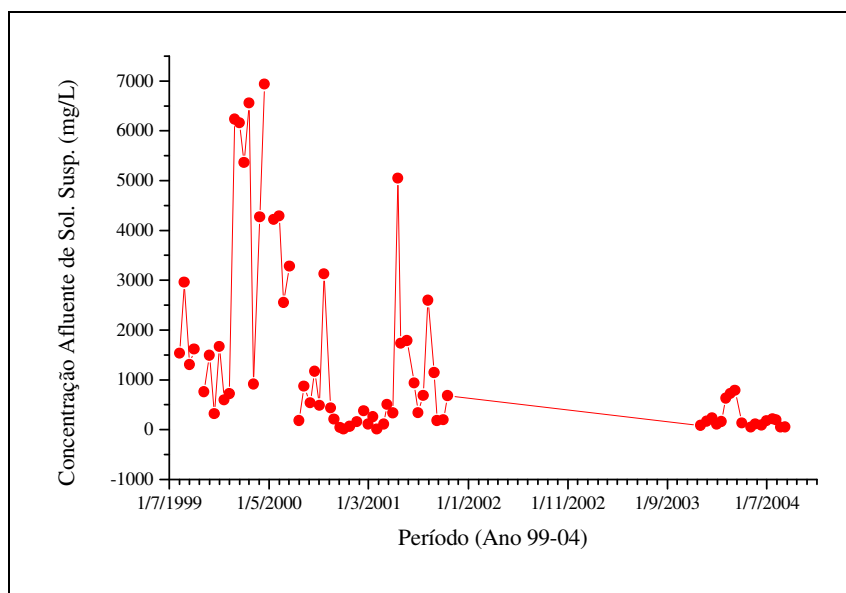


Figura 5.11 - Variação Temporal Afluente de Sólidos Suspensos

Na **Tabela 5.4** apresentam-se as médias das concentrações de sólidos, bem como seus desvios padrão. Nota-se que para a maioria dos períodos analisados existe uma grande dispersão das concentrações em relação à média. Essa dispersão é mais pronunciada para os Sólidos Suspensos do que para os outros sólidos. Sabe-se que o valor analítico do parâmetro Sólidos Suspensos pode variar consideravelmente de acordo com a profundidade em que se coletam as amostras. Assim, essa se torna uma possível explicação para a forte dispersão constatada. Percebe-se que para os sólidos as maiores concentrações ocorreram no ano 2000. E que essas altas concentrações influenciaram significativamente os valores das médias e desvios padrão do período de 1999-2004.

Outra observação importante diz respeito à relação Sólidos Dissolvidos/ Sólidos Totais. Na **Figura 5.12** é mostrado o comportamento dessa relação ao longo dos anos de monitoramento. O biênio de 2003-2004 é o período em que se apresentou a maior média para a relação, sendo esta de 0,96. Em 2000 os valores foram os mais baixos para essa relação, sendo que em 50% dos casos ela não ultrapassou a casa dos 0,80. Quando se analisa o período de 1999-2004, 80% dos casos apresentam uma relação acima de 0,87; porém, percebem-se a presença de outliers e extremos, além de valores baixos para a relação. De maneira geral, conclui-se que a

maior parte dos Sólidos Totais é composta por Sólidos Dissolvidos em todos os períodos de monitoramento.

Tabela 5.4 – Estatística Descritiva para Sólidos

Períodos	Sol. Totais			Sol. Dissolvidos.			Sol. Suspensos			SD/ST		
	N	Média	Des. Pad.	N	Média	Desv. Pad.	N	Média	Desv. Pad.	N	Média	Desv. Pad.
99	9	7127	1896	10	5834	1960	9	1361	774,8	9	0,79	0,15
00	23	11718	6623	22	8649	4275	22	2662	2455	23	0,75	0,25
01	20	6342	1925	20	5510	1256	19	872	1235	20	0,89	0,12
03-04	16	5712	3073	16	5584	2856	17	234	238	13	0,96	0,04
99-04	68	8116	4990	68	6591	3253	67	1363	1838	65	0,84	0,19

OBS: média dada em mg/L para Sol. Totais, Sol. Dissolvidos e Sol. Suspensos.

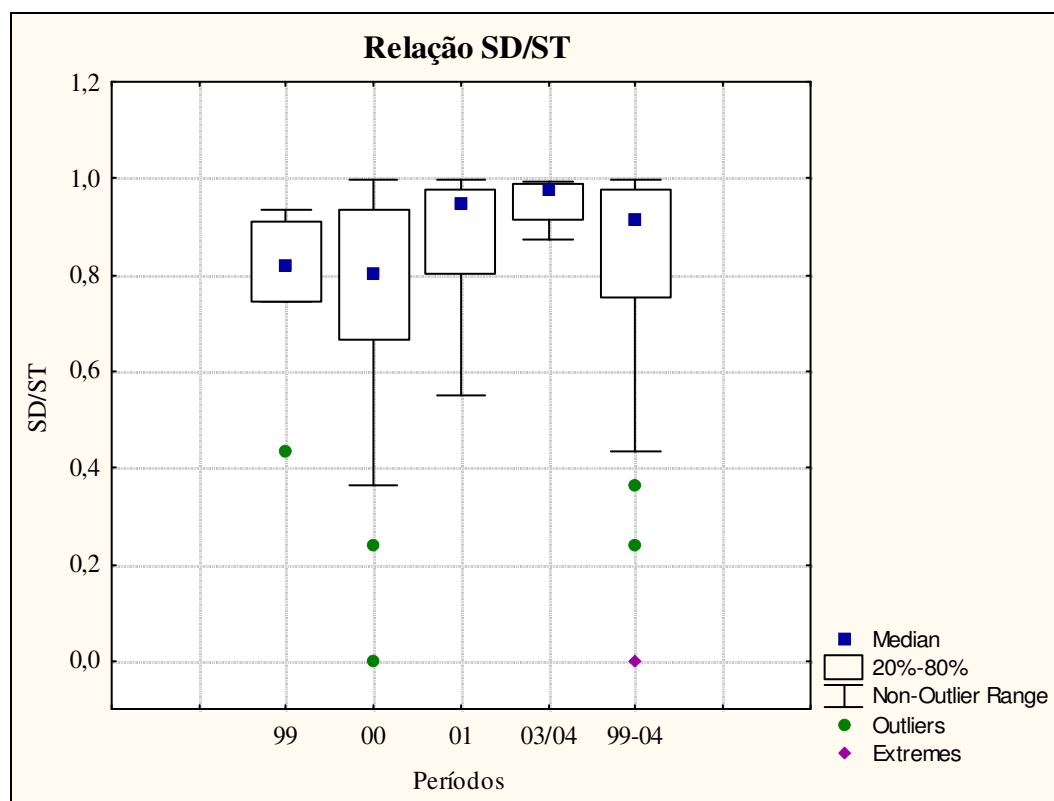


Figura 5.12 - Relação Sólidos Dissolvidos/ Sólidos Totais

5.2.3 Metais Pesados

Alguns comentários já foram tecidos a respeito de metais pesados no início deste capítulo. Agora, apresentam-se mais algumas informações complementares àquelas, e faz-se uma comparação com dados levantados em literatura. Na **Figura 5.13** são mostradas as concentrações afluentes de metais pesados.

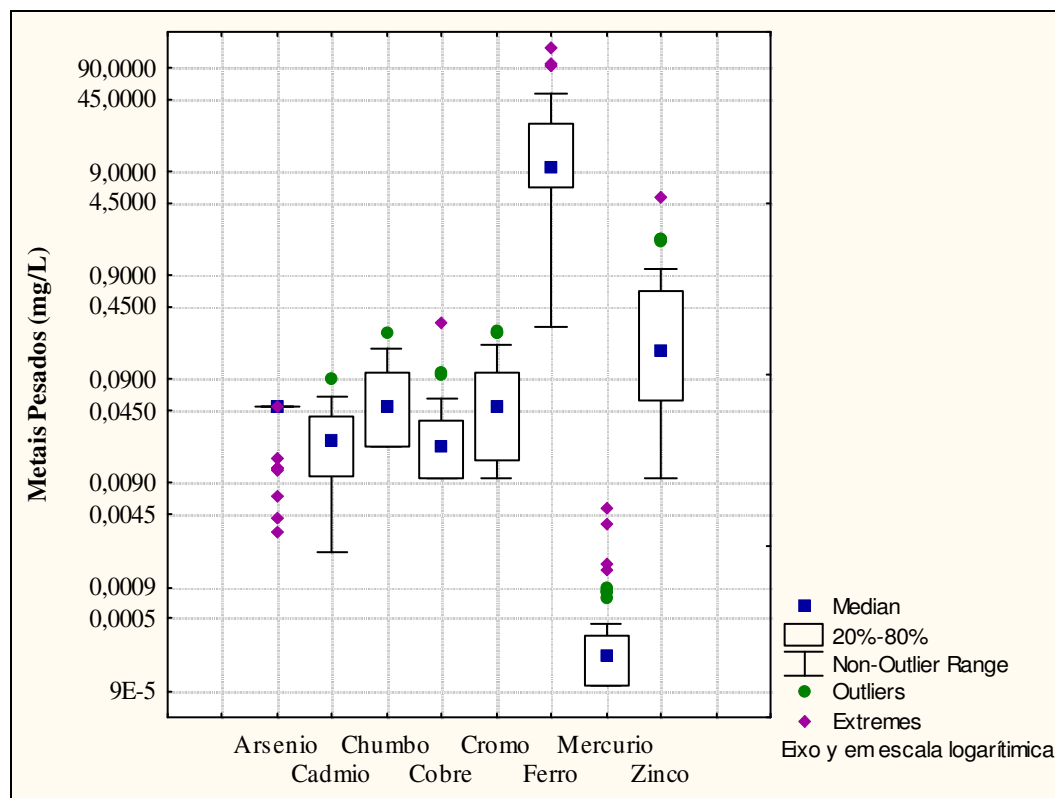


Figura 5.13 - Concentração Afluente de Metais Pesados.
(período analisado: 1999 a 2004)

Quando se comparam essas concentrações com as encontradas na literatura, percebe-se que aquelas estão muito abaixo dos valores encontrados em outros aterros sanitários. No caso do cádmio, por exemplo, a estimativa para os aterros brasileiros, segundo estudo do IBAM (**Tabela 3.5**), possui um valor máximo de concentração de 0,2 mg/L. Em Betim, o máximo não ultrapassou 0,091 mg/L. O chumbo é outro exemplo. Paes (2003) encontrou valores de concentração variando entre 0,09 e 0,66 mg/L para a célula C1 (**Tabela 3.9**). Em Betim, o valor máximo encontrado foi de 0,25 mg/L. Já para outros metais, as concentrações estão dentro do que era esperado, como é o caso do cromo, cuja concentração variou de 0,01 a 0,262 mg/L. Pessin *et al.* (1997) obtiveram concentrações entre 0,003 e 0,325 mg/L para o mesmo elemento (**Tabela 3.7**). Essas baixas concentrações são explicadas pela política de

coleta seletiva implantada no município de Betim. Conseqüentemente, a maior parte dos resíduos aterrados são de origem orgânica, como mostrado na **Tabela 4.1**.

As maiores precauções se dirigem ao ferro e zinco, cujas ocorrências de concentrações elevadas são freqüentes. A origem do ferro poderia estar ligada à disposição de material eletrônico, latas e tampas de garrafas. Entretanto, estas opções são pouco prováveis, uma vez que a quantidade de metal aterrado não passa de 2,07% do total de resíduos (**Tabela 4.1**). Uma fonte provável de ferro se encontra no solo da região, pois sendo Minas Gerais um grande produtor de minério de ferro no Brasil, é de se esperar que o solo possua altas concentrações desta substância. Já o zinco pode ser encontrado em materiais galvanizados, fios elétricos pigmentos para pinturas, cosméticos, etc. Porém, essas opções também dificilmente seriam a origem das altas concentrações de zinco. Contrário ao ferro, não foi possível precisar com clareza uma fonte para a referida substância.

5.2.4 Microrganismos Indicadores

Na **Figura 5.14** são apresentadas as concentrações afluentes de Coliformes Totais e Coliformes Fecais (termotolerantes). Assim como para metais pesados, serão apresentadas algumas informações adicionais, complementando as análises iniciadas no item 5.1. Para os Coliformes Totais, em 80% dos casos analisados, a concentração de organismos esteve acima dos $4,45 \times 10^5$ NMP/100mL, sendo que o máximo, não compreendendo outliers e extremos, não ultrapassa 5×10^8 NMP/100mL. Já para os Coliformes Fecais, em 60%, as concentrações de microorganismos variaram de $1,09 \times 10^5$ a $3,3 \times 10^7$ Org/mL. Percebe-se, também, que há uma grande variabilidade ao longo dos anos de monitoramento, assim a média torna-se não representativa para o conjunto de organismos indicadores.

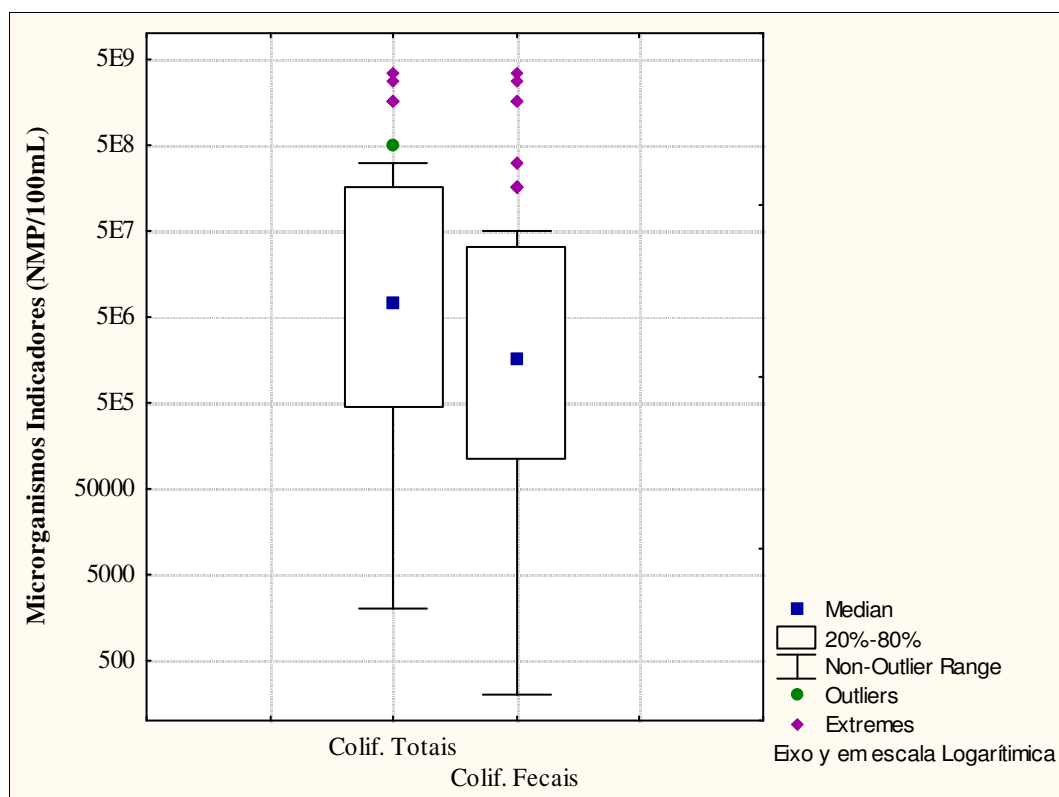


Figura 5.14 - Concentração Afluyente de Organismos Indicadores.
(período analisado: 1999 a 2004)

5.3 Avaliação do Desempenho do Sistema de Tratamento de Lixiviado

Daqui em diante, serão apresentados os resultados de desempenho do sistema de tratamento como um todo e no Apêndice A contempla-se o desempenho anual de cada etapa do tratamento. Os subitens a serem abordados são: remoção de matéria orgânica, remoção de sólidos, remoção de metais e remoção de organismos indicadores.

5.3.1 Remoção de Matéria Orgânica

Inicia-se a avaliação pelos parâmetros DBO e DQO, fortes indicadores de contaminação por macropoluentes. Na **Tabela 5.5** são mostradas as eficiências médias de remoção de DBO e DQO, bem como seus respectivos desvios padrão para cada etapa do tratamento e para o sistema como um todo. Pelos valores mostrados na tabela, é nítida a forte dispersão das eficiências de remoção de DBO em relação à média. Já a DQO apresenta uma menor dispersão, principalmente para Lagoa Anaeróbia e o Sistema Global. Outra informação extraída da tabela é a maior eficiência na remoção de DQO em relação a de DBO, pois o que se encontra em literatura, geralmente, é o contrário. Ferreira *et al.* (2005) obtiveram uma remoção de DQO da ordem de 48% e, de DBO, de 78% (**Tabela 3.12**). Já Campos *et al.* (2003) conseguiram uma redução de DQO na ordem de 30 a 60% e, de DBO, de 30 a 90% (**Tabela 3.12**). Não somente nesses, mas em diversos trabalhos, nota-se que a eficiência de remoção de DBO, normalmente, é maior do que a de DQO para processos biológicos empregados no tratamento de efluentes.

Tabela 5.5 – Médias das eficiências de remoção de DBO e DQO

Etapas do Tratamento	DBO			DQO		
	N	Média	Desv. Pad.	N	Média	Desv. Pad.
Lagoa Anaeróbia	64	59	35	55	73	19
UASB	55	50	49	44	31	40
Lagoa Facultativa	41	32	58	37	35	36
Sistema Global	43	76	34	37	84	11

OBS: média dada em %.

Na **Figura 5.15** são mostrados os desempenhos de cada etapa e do sistema como um todo na remoção de DBO. Apesar de ter apresentado eficiências negativas, a Lagoa Anaeróbia, em 80% dos casos, apresentou eficiências superiores a 25%, chegando a um máximo de 99,67%

na remoção de DBO. Já o UASB, em 20% dos casos, teve eficiência variando de -110,74 a 3,89%; porém, em 50% dos casos as eficiências ficaram acima de 67,55%. Para a Lagoa Facultativa, em 20% dos casos, a eficiência não ultrapassou a casa dos -9,8%. Por outro lado, para a mesma percentagem, a eficiência variou de 85 a 98,35%, ratificando o comportamento variável e disperso da média das eficiências de remoção de DBO mostrada na **Tabela 5.5**. Quando se analisa o sistema global, observa-se uma significativa melhora na eficiência de remoção de DBO. Percebe-se que para 80% dos casos analisados a eficiência de remoção esteve acima 62,5%. O mínimo e máximo de remoção, não considerando extremos e outliers, atingiram 35 e 99,8% respectivamente.

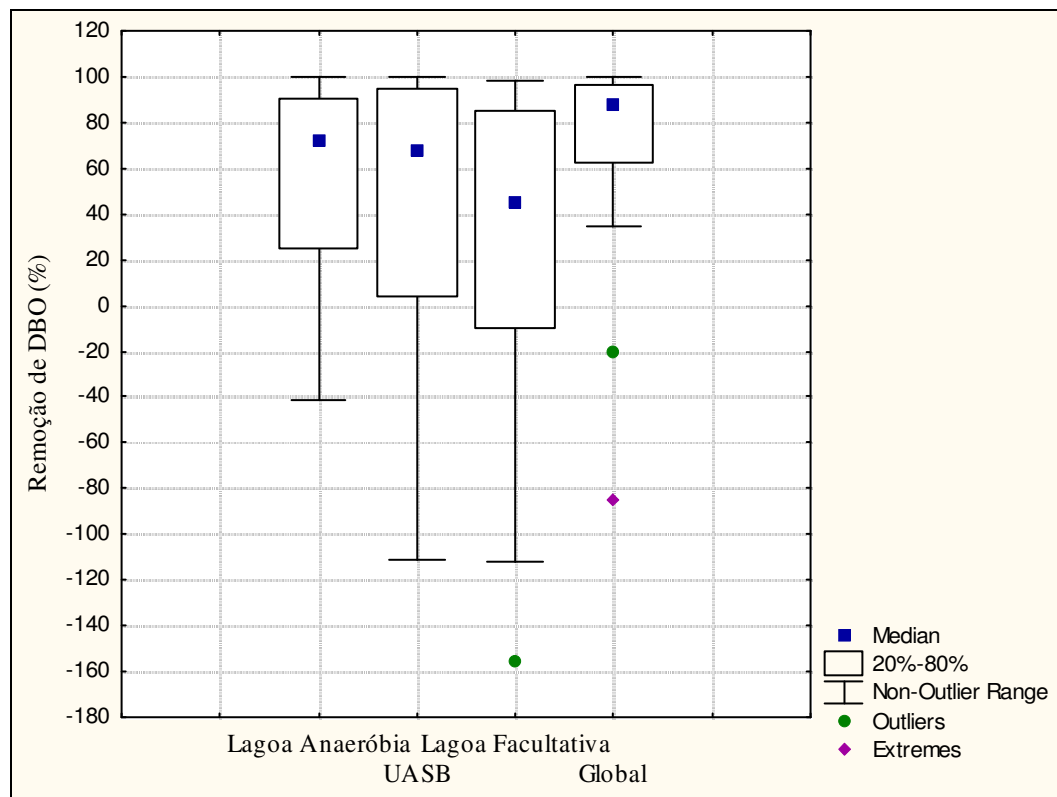


Figura 5.15 - Eficiência de Remoção de DBO

Na **Figura 5.16** são mostradas as análises de eficiência para o parâmetro DQO. Como mostrado no gráfico, tanto a Lagoa Anaeróbia quanto o Sistema Global apresentaram pouca dispersão dos valores de eficiência em relação à média. Na totalidade, não se verificam casos de eficiência nula ou negativa para a Lagoa Anaeróbia, sendo que, em 80% dos casos analisados, o desempenho de remoção de DQO esteve acima 54,29%. O UASB apresentou, em 50% dos casos, a eficiência de remoção abaixo de 14%. Já para Lagoa de Facultativa, em 20% dos casos, a eficiência variou de -38% a 10%, aproximadamente. Para o Sistema Global,

percebe-se que há uma significativa remoção de DQO realizada durante o tratamento dos lixiviados. Na totalidade dos casos, sem contar outliers e extremos, o desempenho de remoção de DQO esteve acima 67,3%, sendo que a máxima atingiu 97%. Para 50% dos casos, as eficiências ficaram acima 85,14% e, além disso, constata-se a ausência de eficiências nulas e negativas.

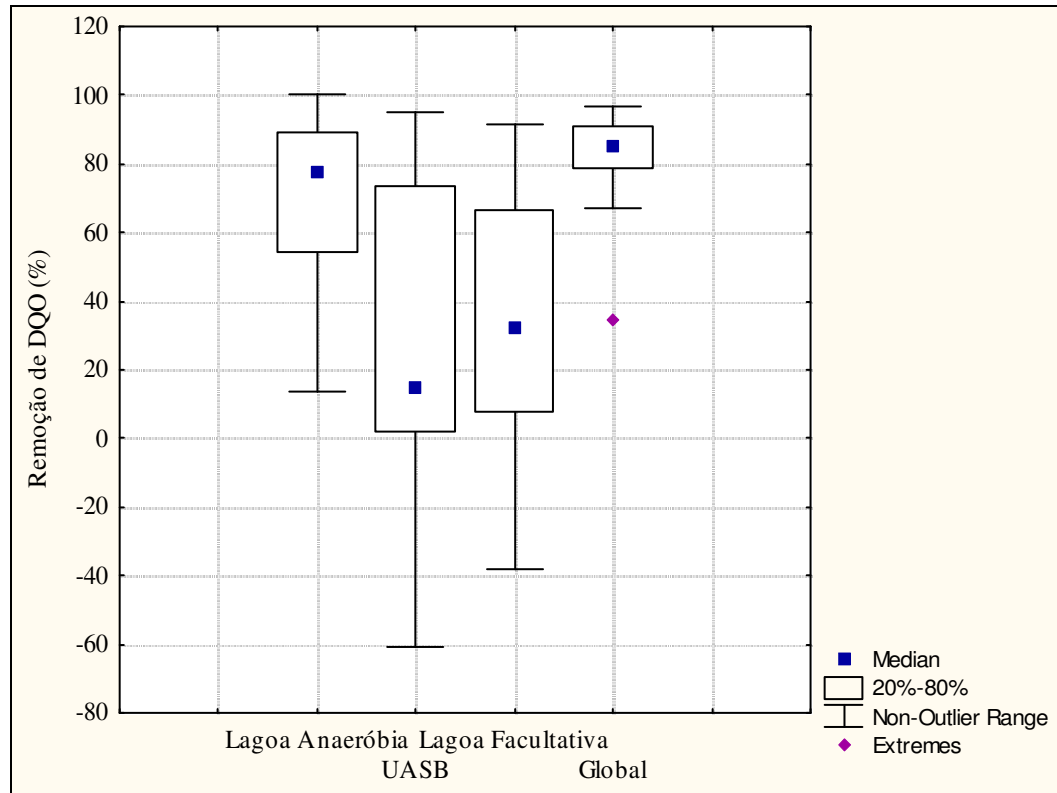


Figura 5.16 - Eficiência de Remoção de DQO

Na **Figura 5.17** mostram-se as concentrações de DBO em cada etapa do sistema de tratamento. Percebe-se uma redução homogênea das concentrações ao longo das etapas, sem que nenhuma delas se destacasse. As concentrações no ponto Efluente, em 60% dos casos, variaram entre 17,8 e 85,5 mg/L (sem levar em conta outliers e extremos).

Já na **Figura 5.18** são mostradas as concentrações de DQO em cada etapa. Ao contrário da DBO, as reduções nas concentrações foram mais expressivas na passagem dos lixiviados pela Lagoa Anaeróbia. O que era de se esperar, pois à medida que os lixiviados passam pelo sistema, sua biodegradabilidade torna-se mais difícil. Em 60% dos casos a concentração no ponto Efluente variou de 161 a 448 mg/L.

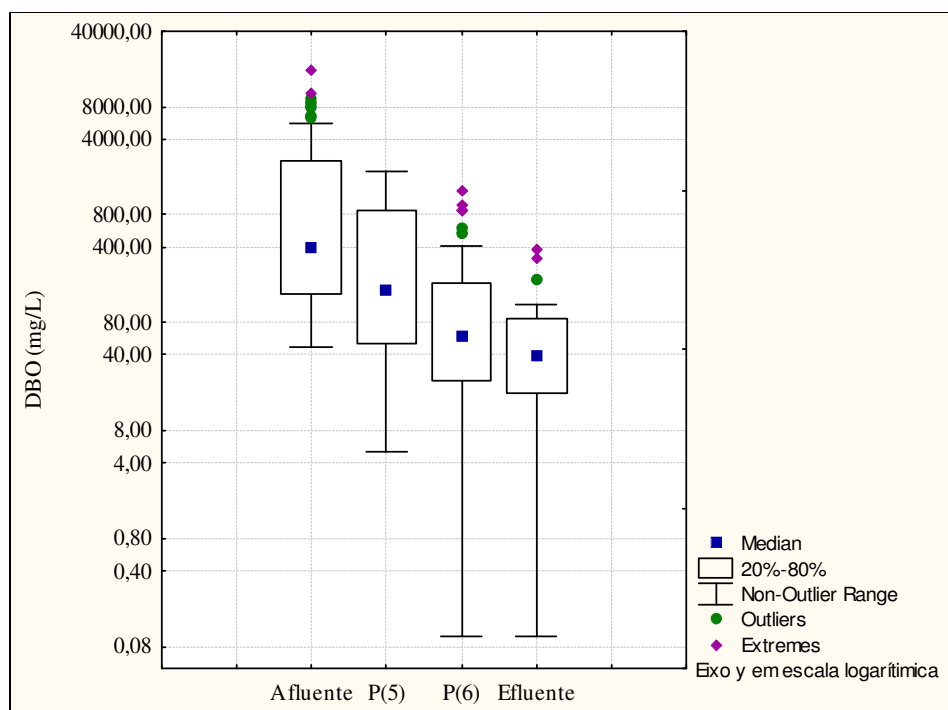


Figura 5.17 - Concentrações de DBO em cada etapa do sistema de tratamento

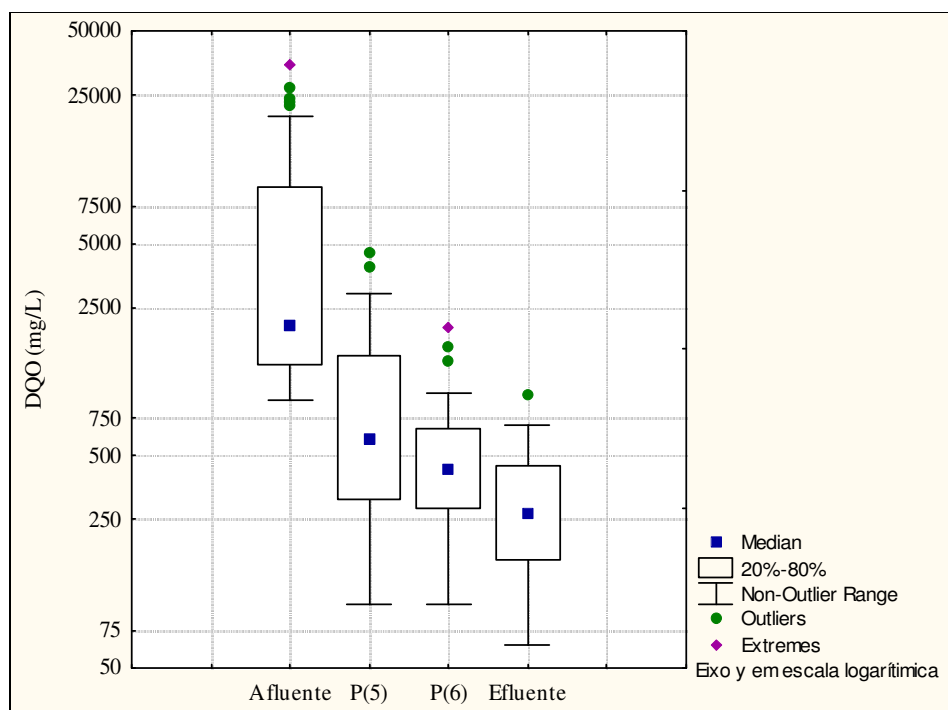


Figura 5.18 - Concentrações de DQO em cada etapa do sistema de tratamento

Na **Figura 5.19** e na **Figura 5.20**, são mostradas as variações temporais efluentes de DBO e DQO, respectivamente. Ficam nítidas, pelos gráficos, as oscilações das concentrações efluentes. Fazendo-se um comparativo entre concentrações afluentes (**Figura 5.2** e **Figura 5.4**) e efluentes, percebe-se uma redução significativa da carga poluidora, principalmente em termos de DQO. Contudo, em muitos casos, a redução não foi suficiente para atender à legislação pertinente ao lançamento de lixiviados de aterros sanitários em corpos receptores, como será mostrado em tópico específico neste capítulo.

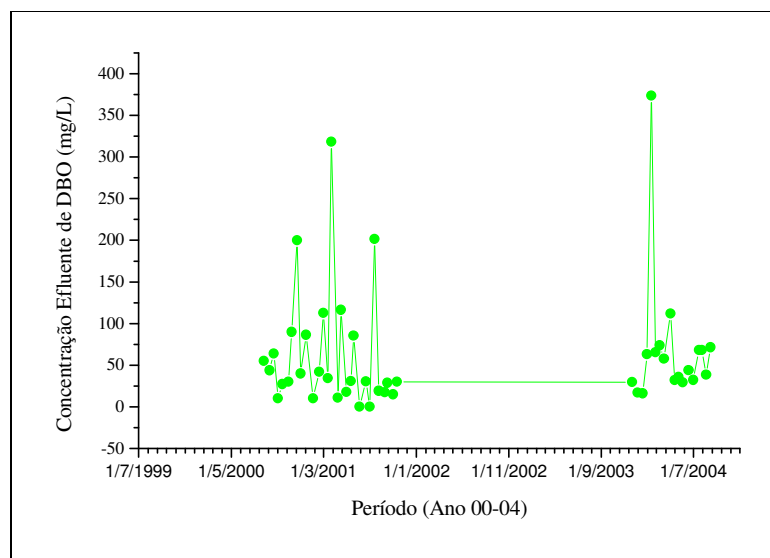


Figura 5.19 - Variação Temporal de DBO Efluente

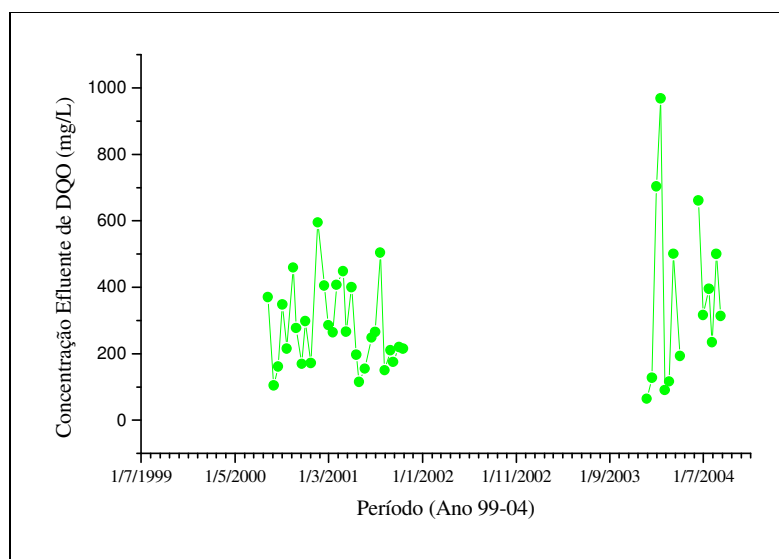


Figura 5.20 - Variação Temporal de DQO Efluente

Quanto à remoção de DBO e DQO, pode-se dizer que as oscilações de eficiência estão de acordo com que outros autores vêm demonstrando. Rocha *et al.* (2005) mostraram que a diminuição de matéria orgânica não é gradativa, ou seja, os lixiviados não apresentam redução de sua carga poluidora à medida que passam pelas etapas de tratamento. Esse fato tem como consequência eficiências negativas, ou seja, é possível que as concentrações de certos poluentes aumentem de uma etapa para outra, prejudicando o desempenho final do sistema como um todo.

Levando em conta apenas as médias de remoção de DBO e DQO, 76% e 84% respectivamente, nota-se que esses valores, quando comparados aos de outros sistemas de tratamento, são semelhantes. Pessin *et al.* (2003) obtiveram uma redução de DQO de 76% utilizando reatores aeróbios compartimentados. Já Naval *et al.* (2003) ao estudarem lagoas de tratamento para lixiviados, constataram uma redução de DBO em torno de 87,8% e, de DQO, de 85,5%. Porém, ao se fazerem essas comparações, devem-se tomar vários cuidados, pois existem diversos fatores intervenientes no processo de biodegradação – condições climáticas, composição dos resíduos, operação dos aterros, etc. – que afetam o desempenho dos sistemas de tratamento. Além disso, utilizar a medida estatística “média” isoladamente não é recomendável pois, como está sendo mostrado neste trabalho, verificam-se altas variações na eficiência do sistema de tratamento.

5.3.2 Remoção de Sólidos

Na **Tabela 5.6** encontra-se uma síntese do desempenho de remoção de sólidos por etapa do tratamento e para o sistema como um todo. Em regra, as médias e desvios padrão estão muito próximos, evidenciando a dispersão do conjunto de eficiências. Contudo, em alguns casos, o contrário é verificado. Para Sólidos Totais e Dissolvidos, as médias são representativas para o conjunto de eficiências, quando se considera apenas o Sistema Global.

Na **Figura 5.21** encontram-se as eficiências para cada etapa do tratamento e para o sistema como um todo no tocante à remoção de Sólidos Totais. Para a Lagoa Anaeróbia, constata-se valores negativos e nulos de eficiência, porém esses são considerados outliers e extremos. Por outro lado, em 80% dos casos, a eficiência esteve acima de 54,64%, sendo que a máxima atingiu 94,16%. Já no UASB, o comportamento das eficiências variou consideravelmente. Em 20% dos casos, as eficiências não ultrapassaram -0,49%; por outro lado, para a mesma porcentagem, a eficiência ficou acima dos 83,08%. Na última etapa do tratamento, a Lagoa

Facultativa também apresentou acentuadas eficiências negativas, sendo que o mínimo chegou a -55,06%. Contudo, verifica-se que para 50% dos casos as eficiências variaram de 41,27% a 86,11%. Quando se analisa o sistema como um todo, nota-se uma significativa melhora no desempenho de remoção de Sólidos Totais. Apesar da presença de outliers, as eficiências foram todas positivas e 80% dos casos apresentaram eficiência acima dos 79,97% e, 50% dos casos, acima de 85,7%.

Tabela 5.6 - Médias das eficiências de remoção de Sólidos

Etapas do Tratamento	Sol. Totais			Sol. Dissolvidos			Sol. Suspensos		
	N	Média	Desv. Pad.	N	Média	Desv. Pad.	N	Média	Desv. Pad.
Lagoa Anaeróbia	66	63	27	68	67	22	56	53	48
UASB	57	34	41	58	31	41	56	29	53
Lagoa Facultativa	41	35	34	44	40	35	37	16	47
Sistema Global	44	82	13	43	86	8	44	45	53

OBS: média dada em %.

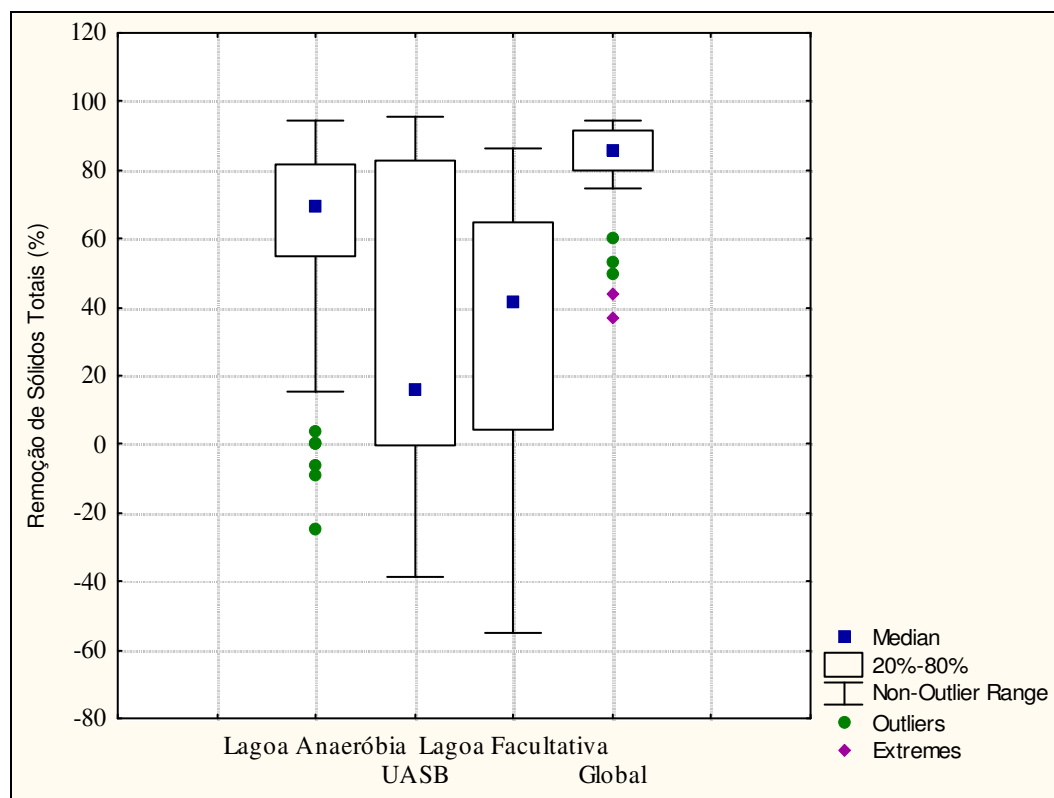


Figura 5.21 - Eficiência de Remoção de Sólidos Totais

Na **Figura 5.22** são apresentadas as eficiências de remoção de Sólidos Dissolvidos. Percebe-se um comportamento semelhante à remoção de Sólidos Totais. Para Lagoa Anaeróbia, verificam-se valores negativos e nulos de eficiências, considerados extremos e outliers. Nessa etapa, em 80% dos casos, as eficiências ficaram acima de 60,88%, sendo que a máxima atingiu 100%. Já no UASB, em 50% dos casos, as eficiências variaram de -35,87% a 11,82%, mostrando seu fraco desempenho de remoção de Sólidos Dissolvidos. A Lagoa Facultativa apresentou, em 50% dos casos, eficiências acima de 47,5%, no entanto, constata-se eficiências negativas na ordem de -40,28%. Pela análise global do sistema, a eficiência na remoção de Sólidos Dissolvidos é expressiva. O mínimo alcançado de eficiência foi em torno de 76% (sem contar os outliers). Em 80% dos casos analisados a eficiência ficou acima dos 82%, sendo que o máximo de remoção atingiu 94,73%.

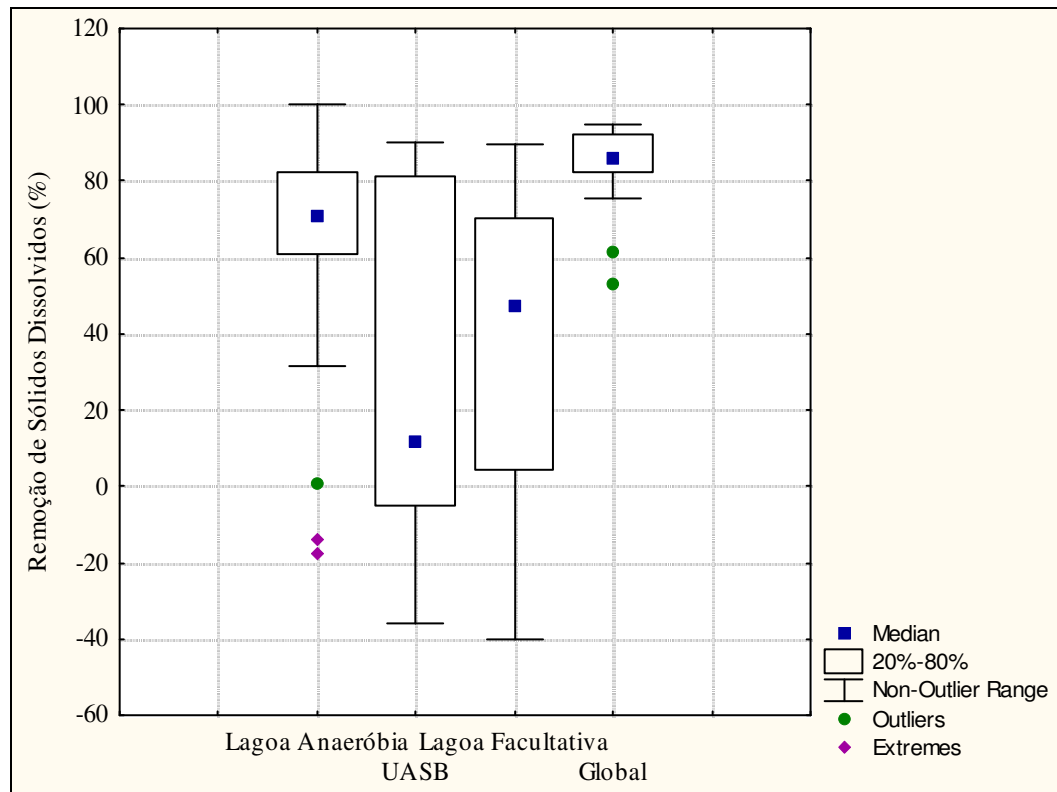


Figura 5.22 - Eficiência de Remoção de Sólidos Dissolvidos

As análises de eficiência para Sólidos Suspensos são apresentadas na **Figura 5.23**. Dentre todos os sólidos, este é o grupo que demonstrou a mais difícil remoção pelo sistema de tratamento. As eficiências em todas as etapas apresentaram-se baixas e muitas vezes negativas. Na Lagoa Anaeróbia, em 20% dos casos, as eficiências não ultrapassaram 18,01%. Por outro lado, para 50% dos casos, as eficiências superaram 71,36%. Para o UASB, em 50%

dos casos, as eficiências não ultrapassaram 36,95% e, para 20% dos casos, ficaram abaixo de -13,81%. A Lagoa Facultativa teve comportamento semelhante ao UASB: em 20% dos casos, as eficiências de remoção de Sólidos Suspensos estiveram abaixo de -26,39% e, em 50% dos casos, abaixo de 32,33%. Analisando o Sistema Global, percebe-se uma fraca melhora no desempenho se comparado aos demais parâmetros. Em 50% dos casos analisados a eficiência ficou acima dos 66,5%. Todavia, existe uma elevada parcela de eficiências negativas. Em 20% dos casos analisados, a eficiência ficou abaixo de 6%, atingindo valores da ordem de quase -120%.

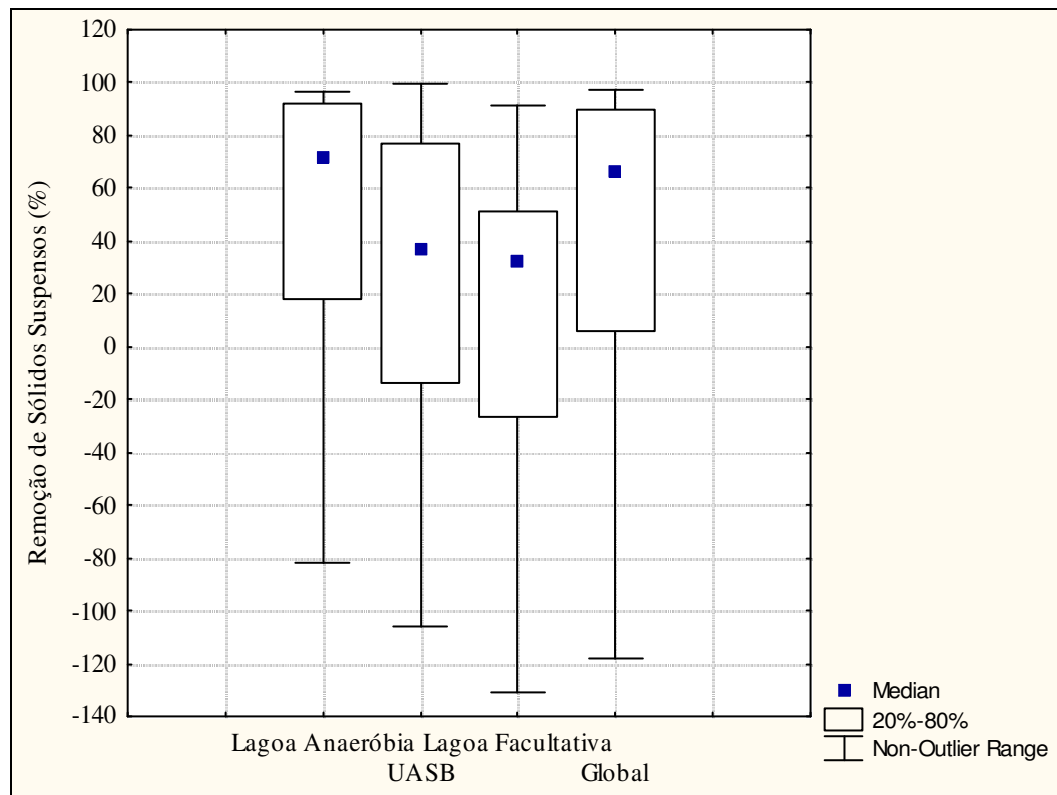


Figura 5.23 - Eficiência de Remoção de Sólidos Suspensos

Nas **Figuras 5.24 a 5.26** são apresentadas as concentrações de sólidos em cada etapa do tratamento. Nas duas primeiras figuras, que tratam de Sólidos Totais e Dissolvidos, percebe-se uma semelhança no comportamento de suas concentrações ao longo das etapas de tratamento. Isso era de se esperar, pois a maior parte dos Sólidos Totais é constituída de Sólidos Dissolvidos (**Tabela 5.5**). Nota-se, pelos gráficos, que as maiores reduções aconteceram na passagem do efluente pelas Lagoas Anaeróbia e Facultativa, tanto para os Sólidos Totais quanto para os Sólidos Dissolvidos. Assim, no efluente final, em 90% dos casos as concentrações para Sólidos Totais variaram de 411 a 1220 mg/L. Já para os Sólidos

Dissolvidos, na mesma porcentagem, as concentrações ficaram compreendidas entre 327 e 1038 mg/L.

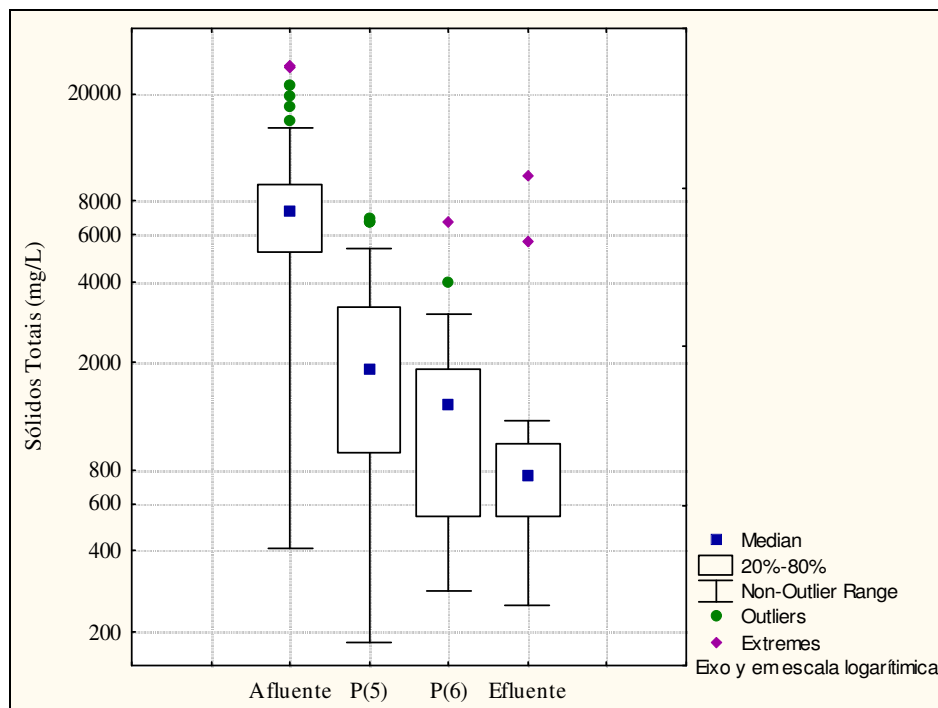


Figura 5.24 - Concentrações de Sólidos Totais em cada etapa do sistema de tratamento

Comportamento diferente foi observado para Sólidos Suspensos, como mostra a **Figura 5.26**. As maiores reduções foram constatadas na passagem dos lixiviados pela Lagoa Anaeróbia e, posteriormente, UASB. Já na Lagoa Facultativa, percebe-se que não houve uma redução significativa, mas sim um aumento das concentrações. Ao final do tratamento, o efluente apresentou concentrações, em 90% dos casos, entre 27 e 560 mg/L. Em 50% dos casos, as concentrações efluentes estiveram acima de 122 mg/L, sendo que o limite máximo permitido por normas vigentes é de 100 mg/L.

De maneira geral, as concentrações efluentes para todos os sólidos estão elevadas e causam deterioração dos corpos d'água, tanto quanto a DBO e DQO. Como será mostrado em tópico específico, as normas referentes ao lançamento de efluentes em corpos receptores não fixam limites para Sólidos Totais e nem para Sólidos Dissolvidos. Portanto, no intuito de preservar os corpos receptores, é necessário que se façam mudanças nas normas ambientais.

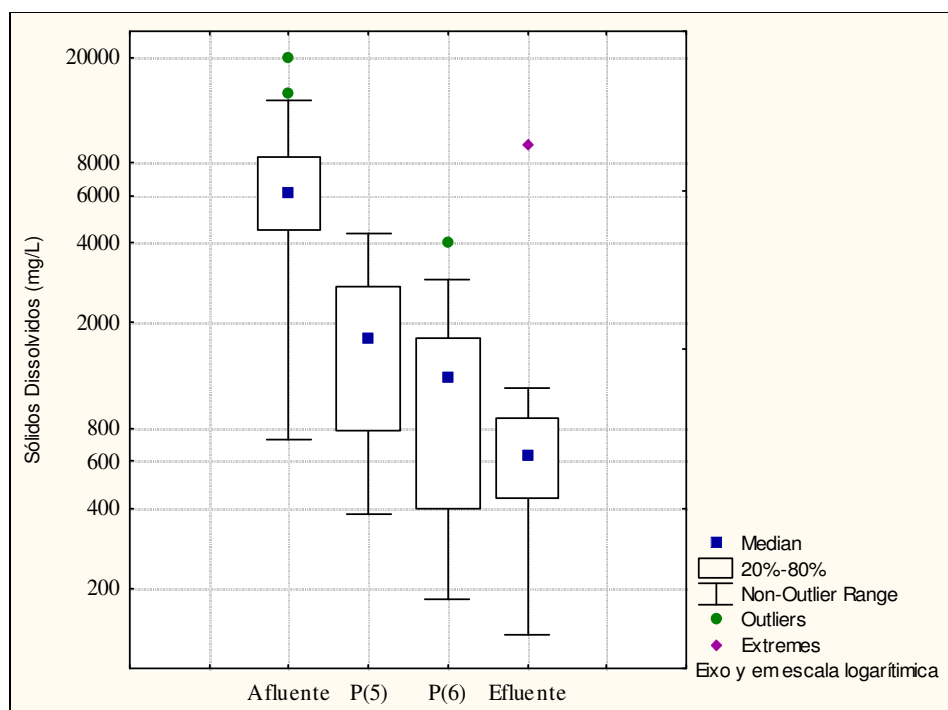


Figura 5.25 - Concentrações de Sólidos Dissolvidos em cada etapa do sistema de tratamento

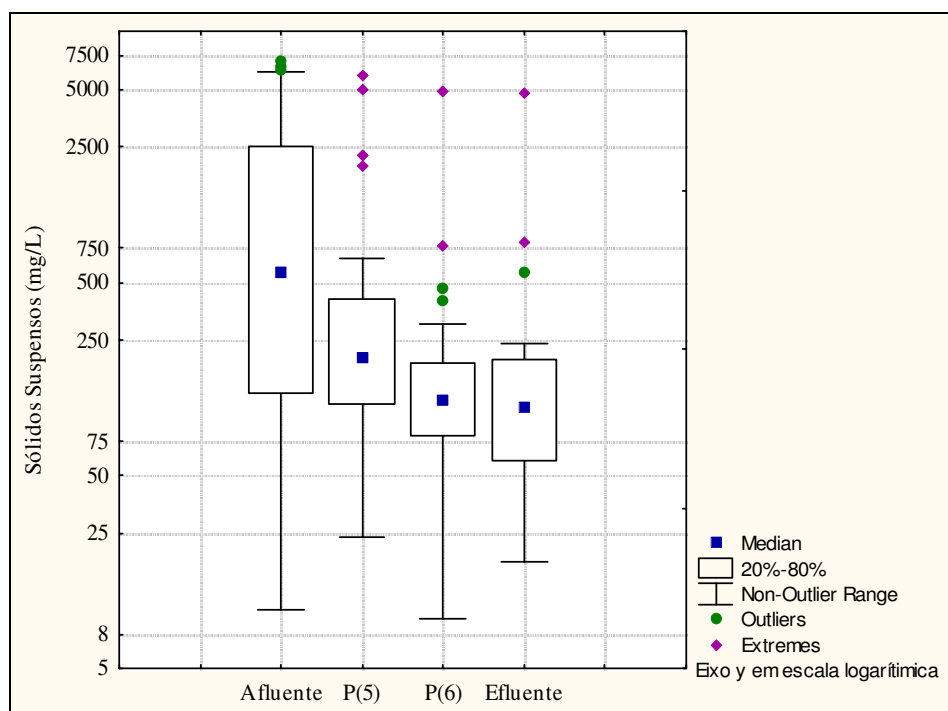


Figura 5.26 - Concentrações de Sólidos Suspensos em cada etapa do sistema de tratamento

Na **Figura 5.27** e na **Figura 5.28** mostram-se as variações temporais observadas para Sólidos Totais e Dissolvidos. Com exceção do pico registrado em 2001, as demais concentrações estão mais homogêneas no ano de 2000 e mais dispersas no biênio de 2003-2004, sem neste ultrapassar, contudo, a casa dos 1000 mg/L.

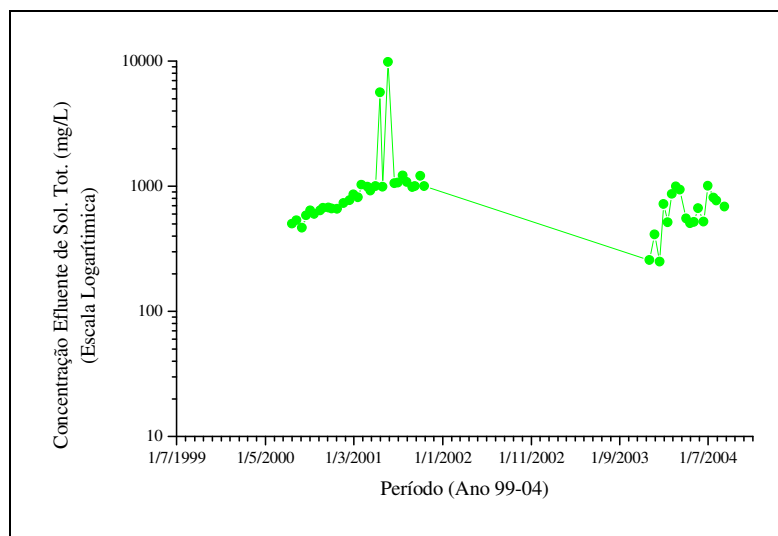


Figura 5.27 - Variação Temporal Efluente de Sólidos Totais

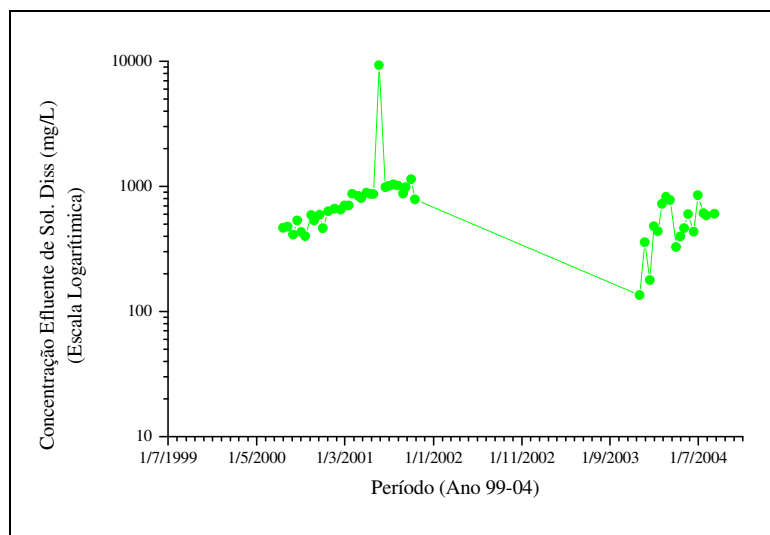


Figura 5.28 - Variação Temporal Efluente de Sólidos Dissolvidos

Na **Figura 5.29** apresenta-se a variação temporal de Sólidos Suspensos. Diferentemente dos outros sólidos, são nítidas as oscilações das concentrações efluentes, com picos em 2001. Pela figura, ratifica-se que parcela considerável das concentrações estão acima do limite estipulado

em norma, sendo este o único grupo dentre os sólidos que possui limites ao lançamento em corpos receptores.

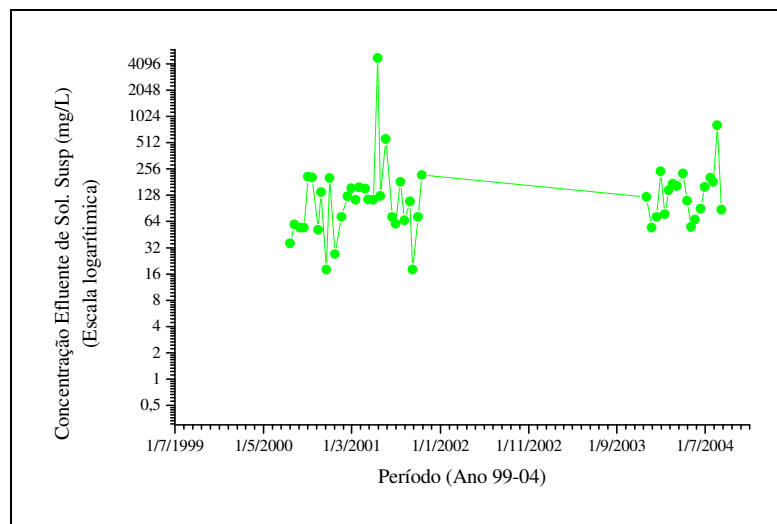


Figura 5.29 - Variação Temporal Efluente de Sólidos Suspensos

5.3.3 Remoção de Metais Pesados

Na **Figura 5.30** são apresentadas as eficiências de remoção de matéria inorgânica pelo sistema de tratamento de lixiviados de Betim. Nota-se um comportamento muito variado do sistema frente aos diferentes metais. Para o Arsênio (As) e Mercúrio (Hg) praticamente não se verifica redução em suas concentrações e, somente em alguns casos esporádicos, houve uma redução destas substâncias. No outro extremo encontra-se o Ferro (Fe). O sistema apresentou boa remoção desta substância. Em 50% dos casos analisados, a eficiência ficou acima dos 94,47% e, em 90% dos casos analisados, a eficiência ficou acima dos 72,7%.

Ao lado do Ferro (Fe), encontra-se o Cádmio (Cd). O sistema também teve bom desempenho na remoção deste metal pesado. Em 50% dos casos, a eficiência esteve acima dos 83,3%; no entanto, em 10% dos casos, a eficiência variou de 0 a 25%. Em seguida vem o Zinco (Zn), sendo que para esse elemento o sistema apresentou, em 50% dos casos, eficiência acima de 84,6%. Contudo, verifica-se a presença de eficiências baixas e negativas, sendo o mínimo de -111,7%.

Para os elementos Chumbo (Pb), Cobre (Cu) e Cromo (Cr), verificam-se comportamentos semelhantes. Para o Chumbo (Pb), a eficiência do sistema foi um pouco melhor. Em 50% dos casos, a eficiência ficou acima de 60%. Porém, constata-se grande presença de eficiências

nulas e negativas. Para o Cobre (Cu) e Cromo (Cr), em 50% dos casos, a eficiência esteve acima dos 50%. Para o Cobre (Cu), as eficiências atingiram valores mais elevados: cerca de 10% dos casos analisados obtiveram valores de eficiência acima de 82,7%, enquanto para o Cromo (Cr), o valor máximo de remoção foi de 83,3%.

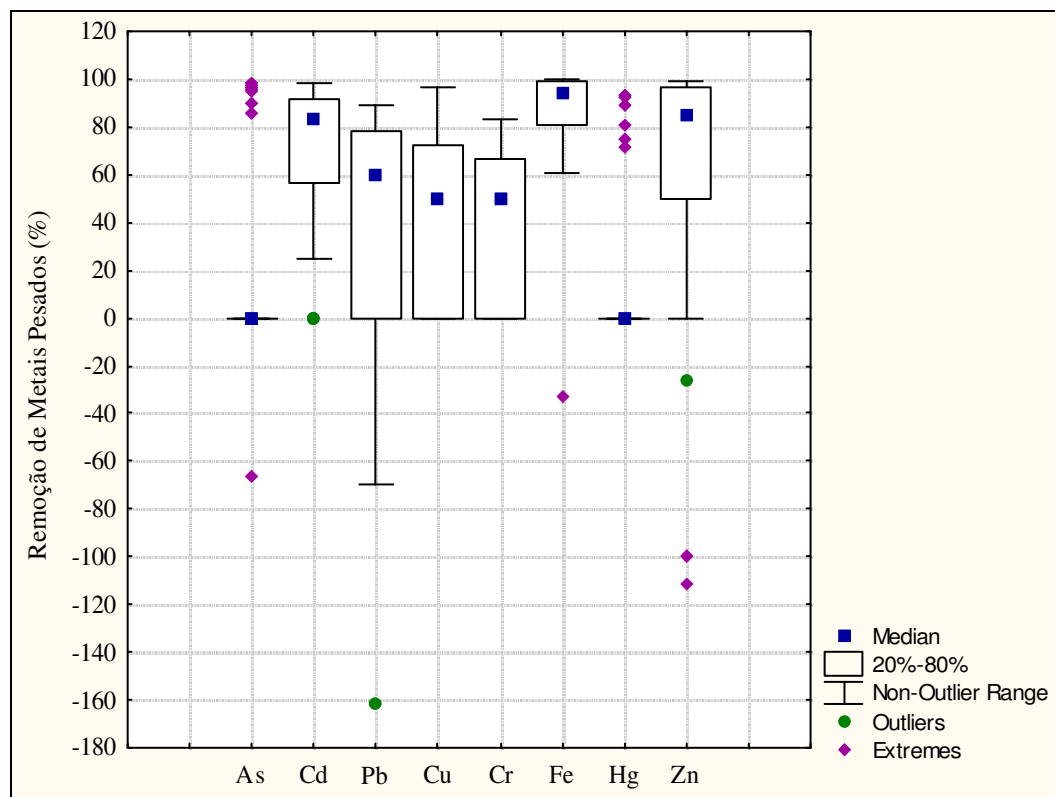


Figura 5.30 - Eficiência de Remoção de Metais Pesados (Período: Ano 99 a 04)

Na **Tabela 5.7** são apresentados os valores médios de eficiência e os respectivos valores de desvios padrão de cada elemento, bem como o número de casos analisados. Nota-se que os desvios padrão estão ora acima da média, ora próximo a ela, significando que os valores estão muito dispersos em relação à média. Apenas para o Ferro (Fe) e Cádmiio (Cd), a média está bem acima do seu respectivo desvio. Vale lembrar, que a remoção de metais pesados pode estar acontecendo por meio de outros processos físicos ou físico-químicos como: a decantação, a formação de compostos orgânico-metálicos, etc. Assim, as possíveis altas eficiências talvez não possam ser atribuídas ao processo biológico em si.

Tabela 5.7 – Médias da eficiência de remoção de metais pesados

Parâmetros (mg/L)	N	Média	Desv. Pad.
Arsênio	43	16	39
Cádmio	39	71	27
Chumbo	42	37	52
Cobre	42	44	32
Cromo	42	39	32
Ferro	42	87	22
Mercúrio	38	13	31
Zinco	42	61	55

OBS 1.: Período: agosto de 1999 a agosto de 2004.

OBS 2.: média dada em %.

5.3.4 Remoção de Microrganismos Indicadores

Na **Tabela 5.8** são mostradas as eficiências de remoção para organismos patogênicos. Percebe-se que a média é muito superior ao desvio padrão para cada parâmetro analisado, isto é, verifica-se a pouca dispersão das eficiências.

Tabela 5.8 – Média das eficiências de remoção de microrganismos indicadores

Parâmetro	N	Média	Desv. Pad.
Coliformes Totais	41	88	20
Coliformes Fecais (Termotolerantes)	40	92	13

OBS 1: Período: agosto de 1999 a agosto de 2004.

OBS 2: média dada em %.

O desempenho na remoção, mostrado na **Figura 5.31**, para Coliformes Fecais (termotolerantes) foi um pouco melhor do que para Coliformes Totais. Para aqueles, em 50% dos casos, a eficiência de remoção ficou acima de 98,8% e, em 90% dos casos, a eficiência esteve acima dos 73,43%, sendo que o mínimo atingiu 43,7%. Para estes, em 50% dos casos analisados, a eficiência ficou acima de 94,36% e o mínimo atingiu 9,5%.

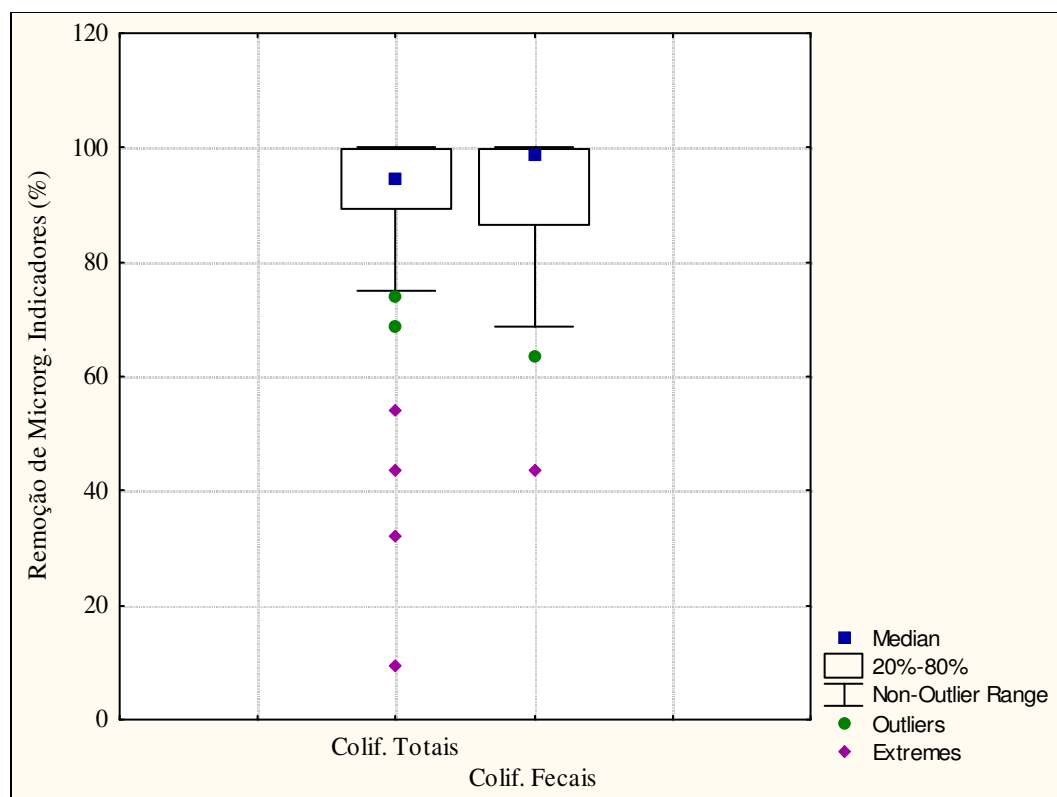


Figura 5.31 - Eficiência de Remoção de Microrganismos Indicadores

5.4 Atendimento à Legislação

Na **Tabela 5.9** são apresentadas as porcentagens das concentrações efluentes dos parâmetros monitorados no aterro de Betim que não atenderam à Deliberação Normativa 10/1986 da COPAM – DN 10/86.

Tabela 5.9 – Porcentagem de não-atendimento à Deliberação Normativa 10/1986 da COPAM

Parâmetro	Unidade	Limites da COPAM (DN 10/1986) ^(*)	Porcentagens de não atendimento (%)
pH in natura	*****	6,0-9,0	36
DBO	mg/L	60	36
DQO	mg/L	90	95
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	100	60
Arsênio Total	mg/L	0,2	0
Cádmio Total	mg/L	0,1	0
Chumbo Total	mg/L	0,1	2,4
Cobre Total	mg/L	0,5	0
Ferro Solúvel	mg/L	10	2,4
Mercúrio Total	mg/L	0,01	4,5
Zinco Total	mg/L	5	0

(*) Fonte FEAM.

Pelos valores apresentados, observa-se que o efluente possui ainda uma elevada carga poluidora. Praticamente, o sistema não atende à norma em relação à redução de DQO. Apenas em dois casos as concentrações estiveram abaixo dos 90 mg/L, limite bastante exigente, estabelecido na DN 10/86. Para esse parâmetro seria interessante um processo físico-químico ou POA para tentar enquadrá-lo às normas vigentes. Uma boa proposta seria usar Reatores de Fenton para o pós-tratamento biológico, pois eficiências elevadas de remoção foram conseguidas por Alves (2004) e Santos & Coelho (2003), 89% e 77%, respectivamente.

Em seguida vêm os Sólidos Suspensos. A quantidade de matéria orgânica que escapa via sólidos é significativa, porém, as concentrações efluentes de Sólidos Suspensos não estão tão afastadas do limite imposto quanto a DQO (**Figura 5.20**).

Por último, tem-se a DBO. Para esse parâmetro, as porcentagens de não-atendimento estiveram elevadas, contudo, ajustes no sistema ou até mesmo uma etapa posterior ao tratamento talvez solucionasse o problema.

Quanto ao pH, ele está elevado. Em 36,2% dos casos, os valores estiveram acima da faixa limite imposta pela norma e, além disso, foi apresentado caráter básico, com valores atingindo a casa dos 11, como mostrado na **Figura 5.32**. Isso pode estar diretamente relacionado à grande quantidade de algas presentes no efluente.

Quanto aos metais pesados, vê-se que não há grandes problemas, uma vez que a porcentagem de violação foi baixa. Essa baixa concentração de metais pesados deve-se: à política de coleta seletiva no município e ao controle sistemático da administração no recebimento dos resíduos no aterro.

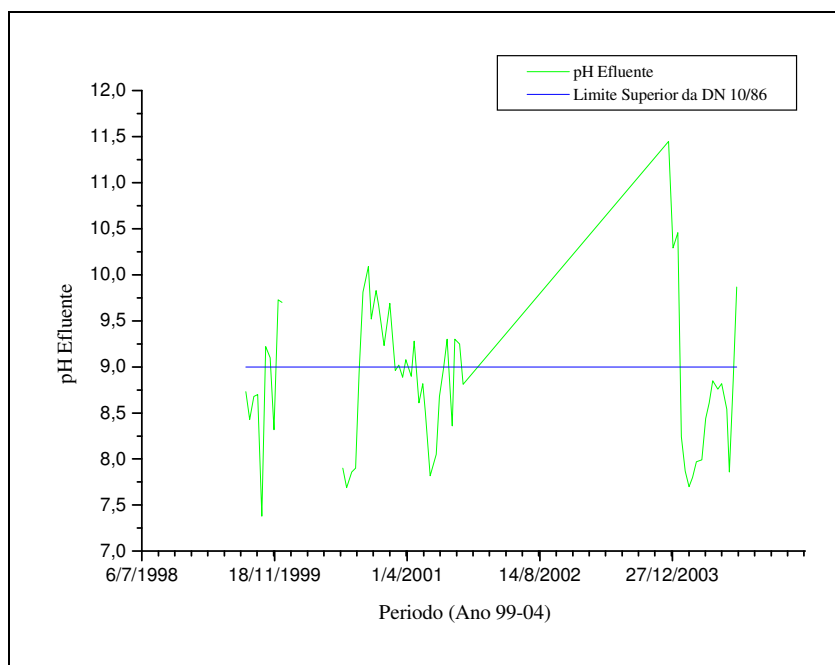


Figura 5.32 - pH Efluente e Limite Superior da DN 10/86

Sobre o aspecto de atendimento à legislação, tem-se ainda a Deliberação Normativa 46/2001 do COPAM – DN 46/01, que deve ser usada conjuntamente com a DN 10/86. Essa norma

possibilita o não atendimento aos limites de DBO e de DQO (60 e 90 mg/L, respectivamente), desde que o sistema de tratamento seja capaz de reduzir a carga poluidora, em termos daqueles parâmetros, em, no mínimo, 60%. Além disso, impõe-se uma segunda condição, que determina que os efluentes não poderão conferir, ao corpo receptor, características em desacordo com o seu enquadramento nos termos da DN 10/86.

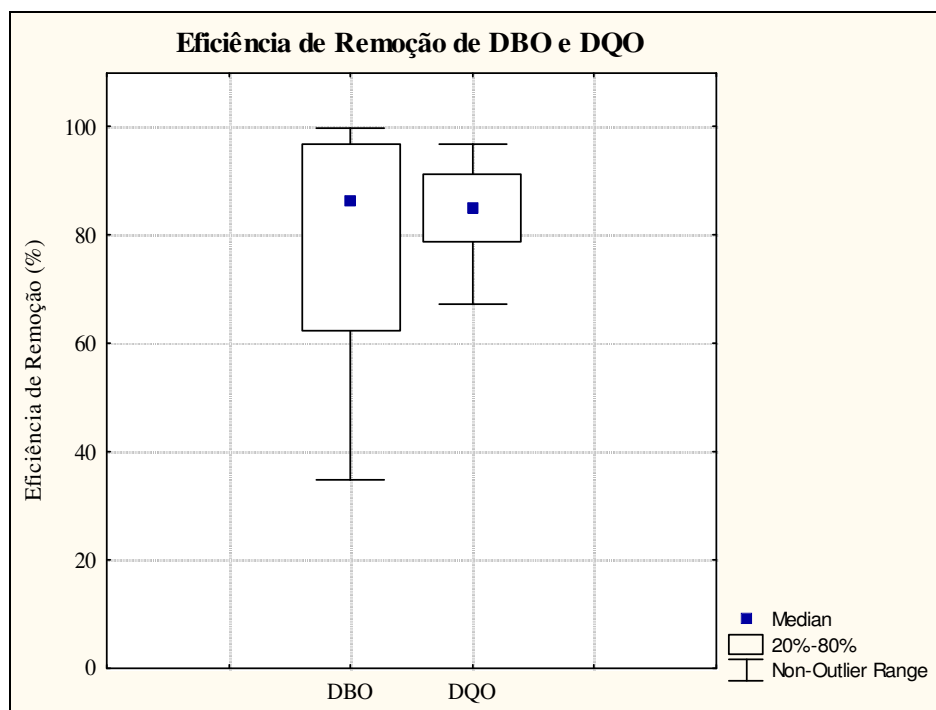


Figura 5.33 - Eficiência de Remoção de DBO e DQO

Pela **Figura 5.33**, percebe-se que a DQO atenderia à primeira condição da DN 46/01 pois, na totalidade dos casos, a eficiência ficou acima dos 60% (não foram considerados outliers e extremos). Já para DBO, apenas pouco mais de 80% dos casos atenderiam à imposição de 60%, no mínimo, de redução de carga poluidora.

Na **Tabela 5.10** são mostradas a porcentagem de não atendimento à Resolução CONAMA 357/2005. Pelos valores limites para o parâmetros, vê-se que a Resolução é menos restritiva em relação as Deliberações Normativas do COPAM, com exceção dos para parâmetros cromo (Cr) e Chumbo (Pb). Os limites destes parâmetros na Resolução 357/05 foram modificados em 2005, assim as DN's não foram ainda modificadas para se adequarem à legislação federal.

Tabela 5.10 - Porcentagem de não atendimento à Resolução CONAMA 357/2005

Parâmetro	Unidade	Limites do CONAMA (357/2005) (*)	Porcentagens de não atendimento (%)
pH in natura	*****	5,0-9,0	36
DBO	mg/L	*****	*****
DQO	mg/L	*****	*****
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	*****	*****
Arsênio Total	mg/L	0,5	0
Cádmio Total	mg/L	0,2	0
Chumbo Total	mg/L	0,5	0
Cromo Total	mg/L	0,5	0
Cobre Total	mg/L	1,0	0
Ferro Solúvel	mg/L	15	0
Mercúrio Total	mg/L	0,01	4,5
Zinco Total	mg/L	5	0

(*) Fonte Ministério do Meio Ambiente.

As normas e limites aqui apresentados estão relacionados exclusivamente com os padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores. Para uma avaliação mais precisa do impacto causado pelo efluente em estudo, seria necessário avaliar o processo de autodepuração do córrego que recebe essa carga poluidora e conferir se a mesma não está alterando sua classe.

5.5 *Considerações Finais*

A primeira consideração a ser feita diz respeito às altas concentrações observadas no primeiro semestre de 2000. Fica claro que alguma alteração significativa ocorreu no período, a ponto de elevar consideravelmente as concentrações, principalmente, dos macronutrientes. Segundo informações colhidas junto à administração do aterro, mudanças na frente de operação poderiam ter causado tal fato. Contudo, não se pode afirmar que tais mudanças foram efetivamente as causadoras das elevadas concentrações. Especula-se que pode ter havido um aumento na quantidade e na qualidade de resíduos aterrados, escassez de chuva, o sistema de drenagem poderia não estar funcionando adequadamente em períodos posteriores, entre outras possibilidades. Sendo assim, torna-se difícil precisar a causa das elevadas concentrações, apontando a necessidade de registros sistemáticos de eventos que afetem o funcionamento do aterro.

Outro ponto a ser considerado está relacionado à apresentação de gráficos de variação temporal, como são mostrados no decorrer deste capítulo (exemplo **Figura 5.2**). Como o próprio nome sugere, estes gráficos mostram o comportamento de um determinado parâmetro ao longo do tempo. No caso específico de lixiviados, os gráficos de variação temporal deveriam ser utilizados conjuntamente com dados de precipitação ou de vazão, como sugere a literatura (**Figura 3.2**).

Por fim, merecem menção as legislações pertinentes ao lançamento de efluentes tratados em corpos receptores. A primeira observação reside nos limites fixados para diversos parâmetros. Questiona-se a origem desses limites aplicado ao caso dos lixiviados de aterros sanitários, como foram determinados, sendo que pouco estudo se tem a respeito de lixiviados tratados.

Outro ponto a ser questionado é o da fixação de limites para alguns parâmetros e não para outros, caso dos Sólidos. Sabe-se que a determinação analítica de Sólidos Suspensos é difícil, e que qualquer descuido pode levar a erros consideráveis. Então, qual a razão de fixação de limites de lançamento para esse parâmetro e não para os demais Sólidos (Totais e Dissolvidos)?

6 CONCLUSÃO

As conclusões acerca deste trabalho estão estruturadas em dois tópicos: uma conclusão a respeito das características dos lixiviados e outra a respeito do desempenho do sistema de tratamento.

6.1 Conclusão Relativa aos Dados de Monitoramento

- Os lixiviados gerados no aterro de Betim apresentaram características muito variáveis ao longo do período de monitoramento, em especial os macropoluentes;
- Para a maioria dos parâmetros analisados, suas médias e seus respectivos desvios padrão estiveram muito próximos. Assim, não é aconselhável utilizar a média para sintetizar o comportamento da tendência central do grupo de dados de alguns dos parâmetros;
- Tendo como base as faixas de valores encontrados para os diversos parâmetros, seria razoável dizer que a fase de degradação dentro do aterro é a Fase 3 ou Fase de Formação Ácida, com exceção da DBO (Fase 2 ou de Transição), para o todo o período de 1999 a 2004;
- Tanto a análise conjunta dos dados quanto a análise anual apontam para uma dispersão das concentrações em relação à média, com exceção de alguns parâmetros como a DQO;
- As medidas estatísticas foram fortemente influenciadas pelas elevadas concentrações afluentes do ano 2000. Em muitos casos essas concentrações distorceram consideravelmente as análises conjuntas, ou seja, quando os dados foram tratados conjuntamente, abrangendo todo o período de monitoramento (1999-2004);
- A relação DBO/DQO apontou para um tratamento biológico em 80% dos casos analisados, contudo existe uma parcela considerável para a qual seria recomendável o tratamento físico-químico ou POA;
- Dentre os Sólidos, os Sólidos Suspensos apresentaram a maior dispersão em relação à média, e constatou-se que a maior parte dos Sólidos Totais é constituída de Sólidos Dissolvidos;

- Metais pesados, de maneira geral, apresentaram concentrações afluentes menores do que as encontradas em literatura e em pesquisas em outros aterros, com exceção do ferro (Fe) e zinco (Zn);
- Quanto aos organismos indicadores, foi encontrado o que é usualmente encontrado em lixiviados. Porém, há indicativos que eles sejam provenientes dos RSU, uma vez que os RSS são autoclavados antes do aterramento

6.2 Conclusão Relativa ao Desempenho do Sistema de Tratamento

- Pelo estudo realizado, constatou-se que o sistema de tratamento de lixiviado é instável, ou seja, ora ele apresenta elevado desempenho de remoção de poluentes, ora baixo, por vezes atingindo eficiências negativas;
- A análise global e análise por etapa de tratamento apresentaram comportamentos diferentes. Observou-se uma maior dispersão dos valores de eficiência em relação à média nas etapas do tratamento. Já para o sistema global, a dispersão foi menor, conseqüentemente, as médias de eficiência para alguns parâmetros foram representativas;
- As remoções médias de DBO e DQO foram, respectivamente, 76% e 84%. Para os Sólidos Totais, Dissolvidos e Suspensos encontraram-se: 82%, 86% e 45%, respectivamente;
- Em se tratando dos metais pesados, a remoção pelo sistema foi baixa para a maioria dos elementos, com exceção do Ferro (Fe) e Cádmio (Cd);
- As remoções de Coliformes Totais e Fecais (termotolerantes) foram de 89% e 92%, respectivamente;
- Ao se analisarem as características do efluente tratado, concluiu-se que ele não atendeu aos limites impostos pelas legislações vigentes. No caso da DQO, em 95% dos casos, a concentração efluente ficou acima de 90 mg/L. Para a DBO, 36% dos casos estiveram acima dos 60 mg/L, e para os Sólidos Suspensos, em 60% dos casos, as concentrações ficaram acima do limite de 100 mg/L (os limites aqui expostos constam na DN 10/86). Porém os limites estabelecidos na normas são bastante restritivos e antes do efluente

tratado ser lançado no corpo receptor, o mesmo passa por outras etapas de tratamento, aqui não analisadas. Assim, é possível que a carga de poluentes no corpo receptor seja mais baixa;

- O pH pós-tratamento apresentou caráter básico e, em 36% dos casos, os valores estiveram acima da faixa fixada em normas pertinentes ao lançamento de efluentes tratados em corpos receptores.

7 RECOMENDAÇÕES

As recomendações ao desenvolvimento de projetos futuros são:

- Continuação da coleta de dados de monitoramento para futuras avaliações do desempenho do sistema de tratamento;
- Avaliação de desempenho de outros parâmetros tais como: série de nitrogênio, carbono total, cor, turbidez, entre outros;
- Caracterização biológica dos organismos presentes no sistema de tratamento, bem como do lodo gerado pelo sistema;
- Estudos de correlações entre parâmetros de projetos e parâmetros de monitoramento, com a finalidade de se determinarem dimensões físicas de sistemas de tratamento de lixiviados mais adequadas e econômicas;
- Estudos de correlações dos parâmetros entre si, a fim de se determinarem possíveis relações e interações entre os mesmos;
- Estudos de correlação entre concentração de poluentes e precipitações, sendo que durante o período estudado não foram medidas as precipitações ocorridas na área do aterro;
- Estudo do impacto do lançamento do efluente tratado no corpo receptor;
- Definição de parâmetros de monitoramento exclusivos para o lançamento de lixiviados em corpos receptores.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, A. Sustainable Landfilling for Developing Countries. In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 9., 2003, Cagliari. Italy: Cagliari 2003.

ALVES, J.F. *Aplicação do Reagente de Fenton no Tratamento de Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários*. 2004. 118 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

ANDRADE, S.M.A. *Caracterização Físico-Química e Tratabilidade por Coagulação-Floculação dos Líquidos Percolados gerados no Aterro Sanitário de Uberlândia-MG*. 2002. 182 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade de Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. Apresentação De Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimento – NBR-1819, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. Apresentação De Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos – Classificação - NBR-8849, 1985.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. Resíduos Sólidos – Classificação - NBR-10.004, 2004.

BARBOSA, R.M., *et al.* O Chorume dos Depósitos de Lixos Urbanos: Composição, Evolução, Diluição, Extensão, Processos, Poluição e Atenuação. *Revista Bahiana de Tecnologia*, v. 14, p. 111-125, 1999.

BARROS, R.T.V. Resíduos Sólidos. Belo Horizonte: Apostila da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 1999.

BIDONE, F.R.A.; LLI, J.P.; COTRIM, S.L.S. Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário Através de Filtros Percoladores. In: DÉCIMO NONO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 1997, Foz de Iguaçu. Paraná: Foz do Iguaçu, 1997.

BIDONE, F.R.A. *Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais: eliminação e valorização*. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 240p.

BILA, D.M. *Aplicação de Processos Combinados no Tratamento de Chorume*. 2000. 200 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

BURNLEY, S. The Impact of the European Landfill Directive on Waste Management in the United Kingdom. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 32, p. 349-358, 2001.

CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A.; RITTER, E.; MANNARINO, C.F. Filtro Biológico Aeróbio – Resultados no Tratamento do Chorume do Aterro de Piraí-RJ. In: ANAIS DO VIGÉSIMO SEGUNDO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

CASTILHOS JUNIOR, A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. *Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 280p.

CINTRA, F.H. Fatores que Afetam a Qualidade do Chorume Gerado em Aterro Controlado de Resíduos Sólidos Urbanos. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. Espírito Santo: Vitória, 2002.

CHERNICHARO, C.A.L. *Reatores Anaeróbios: princípios de tratamento biológico das águas residuárias*. Minas Gerais: SEGRAC, 1997. 246p.

COELHO, M.G. *Tratamento por Lodos Ativados do Chorume proveniente do Aterro Sanitário Municipal de Uberlândia*. 2001. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2001.

COMPANHIA ESTADUAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Resíduos Sólidos Industriais*. São Paulo: CETESB, 1992. 234p.

COSTA, B.M.P. *Estudo da Influência da Recirculação de Chorume Cru na Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos*. 2002. 147 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

COUTO, M.C.L.; BRAGA, F.S. Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário por Associação de Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo e Reator Anaeróbio por Infiltração Rápida. In: ANAIS DO VIGÉSIMO SEGUNDO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

DELIBERAÇÃO NORMATIVA Nº 10 DE 1986 – DN 10/1986 - CONSELHO ESTADUAL E POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM. Página oficial da Fundação Estadual do Meio Ambiente (<http://www.feam.br>), 2006.

DELIBERAÇÃO NORMATIVA Nº 46 DE 2001 – DN 46/2001 - CONSELHO ESTADUAL E POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM. Página oficial da Fundação Estadual do Meio Ambiente (<http://www.feam.br>), 2006.

EEA - *Europe's Environment: the second assessment*. Elsevier Science Ltd, 1998. 293 p.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal Variation of Leachate Quality from Pre-Sorted and Baled Municipal Solid Waste with High Organic and Moisture Content. *Waste Management*, v. 22, p. 269-282, 2002.

FERREIRA, J.A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T.C.A.; CAMPOS, J.C; LIMA, P.Z. Uma Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro. In: ANAIS DO VIGÉSIMO PRIMEIRO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. Paraíba: João Pessoa, 2001.

FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E.; MANNARINO, C.F.; Wetlands: Resultados no Tratamento de Chorume do Aterro Sanitário de Pirai-RJ. In: ANAIS DO VIGÉSIMO SEGUNDO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E.; MANNARINO, C.F.; PAULA, A.P.J. Reestruturação do Sistema de Tratamento de Lixiviado no Aterro Sanitário de Pirai – Resultados Iniciais. In: ANAIS DO VIGÉSIMO TERCEIRO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Mato Grosso do Sul: Campo Grande, 2005.

IORE, F.A. *Avaliação de um Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume, com Ênfase na Fase Metanogênica*. 2004. 133 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recurso Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

FIRTA, I.N.; CASTILHOS JUNIOR, A.B.; DELAZARRI, P.V.A.; TRENNEPOHL, F.G. Variação do Volume de Líquidos Percolados com a Precipitação – Um Estudo em Escala Experimental. In: ANAIS DO VIGÉSIMO SEGUNDO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

FORGIE, D.J.L. Seletion of de Most Appropriate Leachate Treatment Methods. *Water Pollution Research Journal of Canada*. v. 23, n. 2, p. 308-355, 1988.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – FEAM. Página oficial da Fundação Estadual do Meio Ambiente (<http://www.feam.br>), 2005.

HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G.S.; FARIA, S.; CINTRA, F.H. Aplicabilidade de Processos Físico e Físico-Químico no Tratamento do Chorume de Aterros Sanitários. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. Espírito Santo: Vitória, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. *Gestão Integrada de Resíduos Sólidos*: manual gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Rio de Janeiro: CD-ROM, 2000.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT; COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM – CEMPRE. *Lixo Municipal*: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: IPT/CEMPRE , 2000. 370p.

LIBÂNIO, P.A. *Avaliação da Eficiência e Aplicabilidade de um Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume*. 2002. 155 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte 2002.

LIMA, L.M.Q. *Tratamento de Lixo*. São Paulo: Hemus Editora, 1986. 142p.

LIMA, L.M.Q. *Estudo da Influência da Reciclagem de Chorume na Aceleração da Metanogênes em Aterro Sanitário*. 1988. Tese (Doutorado em de Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1988.

LINS, E.A.M.; LIMA, M.A.G.A.; ARAÚJO, J.M.; JUCÁ, J.F.T. Monitoramento de Lagoas de Estabilização no Tratamento de Chorume – Aterro da Muribeca. In: ANAIS DO VIGÉSIMO TERCEIRO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Mato Grosso do Sul: Campo Grande, 2005.

LO, I.M.C. Characteristics and Treatment of Leachates from Domestic Landfills. *Environment International*, v. 22, n. 4, p. 433 – 442, 1996.

NAVAL, L.P.; CALVALCANTE, L.A.S.; BRITO, T.G. Estudo da Remoção da Matéria Orgânica e Nutrientes no Sistema de Tratamento de Chorume do Aterro Sanitário de Palmas-TO. In: ANAIS DO VIGÉSIMO SEGUNDO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

PAES, R. F. C. *Caracterização do Chorume Produzido no Aterro da Muribeca-Pe*. 2003. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.

PESSIN, N.; MANDELLI, S.M.C.; BRUSTOLIN, I.; SILVA, A.R. Variação da Composição dos Líquidos Percolados do Aterro Sanitário de São Giácomo – Caxias do Sul – RS. In: ANAIS DO DÉCIMO NONO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu. Paraná: Foz do Iguaçu, 1997.

PESSIN, N.; SILVA, A.R.; CONTO, S.M.; PANAROTTO, C.T.; BEAL, L.L. Concepção e implantação de células pilotos de aterramento de resíduos sólidos. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B.; LANGE, L.C; GOMES, L.P PESSIN, N. *Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades: concepção e implantação de células piloto de aterramento de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: ABES, 2002, p. 13-17.

PESSIN, N., CONTO, S.M.; PANAROTTO, C.T.; BRUSTOLIN, I; VELHO, J.R.; RIZZI, J.C.; FRANZOLOSO, K.C. Monitoramento do processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos dispostos em duas células piloto de aterramento. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B.; LANGE, L.C; GOMES, L.P PESSIN, N. *Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades: monitoramento do processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos dispostos em duas células piloto de aterramento*. Rio de Janeiro: ABES, 2002, p. 47-54.

PESSIN, N., CONTO, S.M.; PANAROTTO, C.T.; BRUSTOLIN, I; VELHO, J.R.; RIZZI, J.C.; FRANZOLOSO, K.C. Avaliação do Processo de Degradação dos Resíduos Sólidos Dispostos em Duas Células – Piloto de Aterramento. In: ANAIS DO VIGÉSIMO SEGUNDO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

PINTO, R.O.; FILHO, P.B.; SOARES, H.M.; MEDEIROS, N.R.; MATIAS, W.G.; WETPHAL, R.M. Tratamento Anaeróbio de Resíduos Sólidos Urbanos e Lodos de Tanque Sépticos Utilizando Reator em Fase Semi-Sólida Seguida de Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo. In: ANAIS DO VIGÉSIMO SEGUNDO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

POHLAND, F.G.; HARPER, S. R. *Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Landfills*. EPA/600/2-86/73. Cincinnati, OH, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency, 1986.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. *Sanitary Landfill Leachate: generation, control and treatment*. Lancaster: Technomic, 1994. 339 p.

REICHERT, G.A. Geração de Lixiviados em Aterro Sanitário Municipal. In: ANAIS DO VIGÉSIMO OITAVO CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun. México: Cancun, 2002.

RESOLUÇÃO Nº 357/2005 DO CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA (www.mma.gov.br/port/conama), 2006.

ROCHA, E. M. R.; MOTTA, M.; SILVA, V.L.; JUCÁ, J.F.T. Estudo do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca e Tratado pelo Sistema de Lagoas de Estabilização. In: ANAIS DO VIGÉSIMO TERCEIRO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Mato Grosso do Sul: Campo Grande, 2005.

RODRIGUES, F.S.F. *Aplicação da Ozonização e do Reativo de Fenton como Pré-Tratamento de Chorume com os Objetivos de Redução da Toxicidade e do Impacto no Processo Biológico*. 2004. 90 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos). COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

RUSSO, M.A.T.; VIEIRA, J.M.P. Estudo sobre o Tratamento de Lixiviado de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos. In: ANAIS DO NONO SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. Bahia: Porto Seguro, 2000.

SALGADO, M.T.; CARVALHO, K.Q.; PIRES, E.C. Avaliação da Recirculação do Percolado na Degradação Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e Obtenção de Parâmetros Cinéticos Aparente por Meio de Modelo Matemático Simplificado. In: ANAIS DO VIGÉSIMO TERCEIRO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Mato Grosso do Sul: Campo Grande, 2005.

SANTOS, L.P. & COELHO, M.G. Estudo da Eficiência do Reagente de Fenton no Tratamento de Líquidos Percolados Provenientes do Aterro Sanitário do Município de Uberlândia-MG/Brasil. In: ANAIS DO VIGÉSIMO SEGUNDO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

SANTOS, A.F. M.S.; FLORÊNCIO, L.; KATO, M.T. Avaliação do Tratamento de Chorume através de Reator UASB em Escala Experimental. In: ANAIS DO VIGÉSIMO SEGUNDO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

SILVA, A.C. *Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado*. 2002. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, A.C.; BONECKER, A.C.T.; DEZOTTI, M.; SANTANNA Jr., G.L. Avaliação da Sensibilidade de Brachydanioreiro e Poeciliavivipara (Pisces) ao Chorume do Aterro de Gramacho/RJ. In: ANAIS DO VIGÉSIMO SEGUNDO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina: Joinville, 2003.

SILVA, S.M.C.P.; FERNANDES, F.; LEONE, G.L. Possibilidades do Tratamento Físico-Químico para Redução de Carga Orgânica e Precipitação de Metais Pesados do Chorume Produzidos em Aterro Sanitários. In: ANAIS DO NONO SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. Bahia: Porto Seguro, 2000.

SOUSA, G.M.P. *Avaliação do Sistema de Tratamento de Chorume proveniente do Aterro Sanitário de Aura – Proposta de Utilização de Lama Vermelha como Solvente de Matéria Orgânica presente no Chorume*. 2000. 172 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal do Pará, Belém, 2000.

SPERLING, M.V. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Minas Gerais: SEGRAC, 1996. 243p. STATON, R.A.; THYNE, G.D.; McCRAY, J.E. Temporal Changes in Leachate Chemistry of Municipal Solid Waste Landfill Cell In Florida – USA. *Environmental Geology*, n. 45, p. 982–991, 2004.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H; VIGIL, S. *Integrated Solid Waste Management: engineering principles and management issues*. New York: McGraw-Hill International Editions, 1993. 978p.

VASEL, J.L.; RODRIGUEZ-RUIZ, L.; JUPSIN, H. A Database for Characterizing Landfills and Leachates. In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 9., 2003, Cagliari. Italy: Caligary, 2003.

9 APÊNDICES

APÊNDICE A: DESEMPENHO ANUAL DE CADA ETAPA DO TRATAMENTO

A.1. Remoção de DBO

A.2. Remoção de DQO

A.3. Remoção de Sólidos Totais

A.4. Remoção de Sólidos Dissolvidos

A.5. Remoção de Sólidos Suspensos

APÊNDICE B: EXEMPLO DE BANCO DE DADOS ELABORADO

B.1. Banco de Dados para o Parâmetro DBO

APÊNDICE A

DESEMPENHO ANUAL DE CADA ETAPA DO TRATAMENTO

A.1 Remoção de DBO

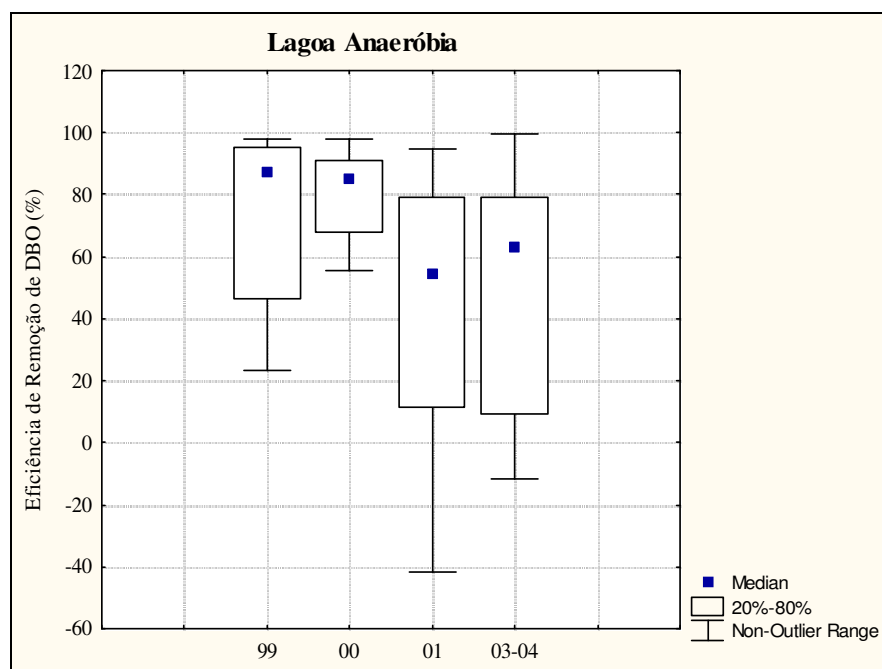


Figura A.1.1 – Eficiência anual da Lagoa Anaeróbia.

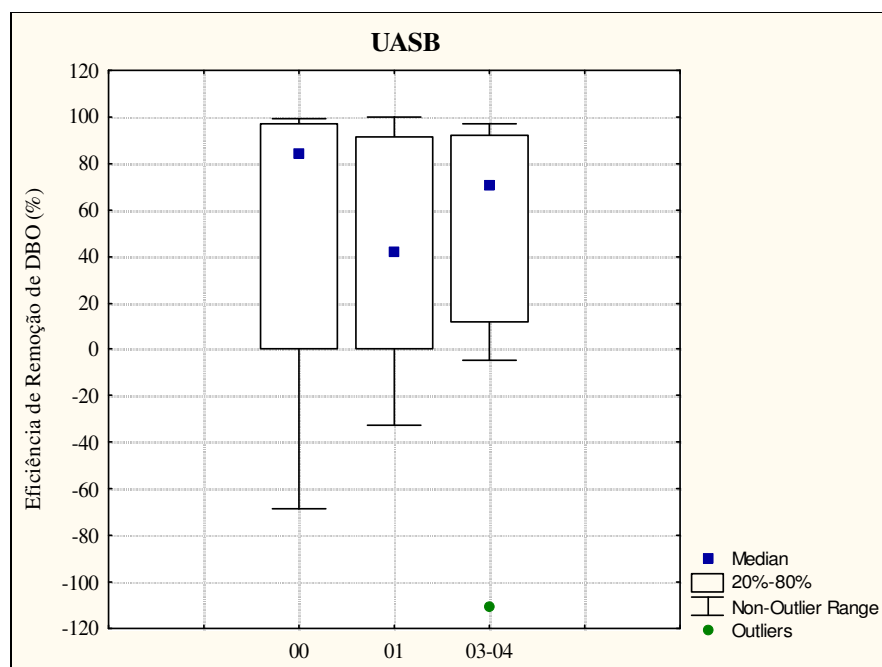


Figura A.1.2 – Eficiência anual do UASB.

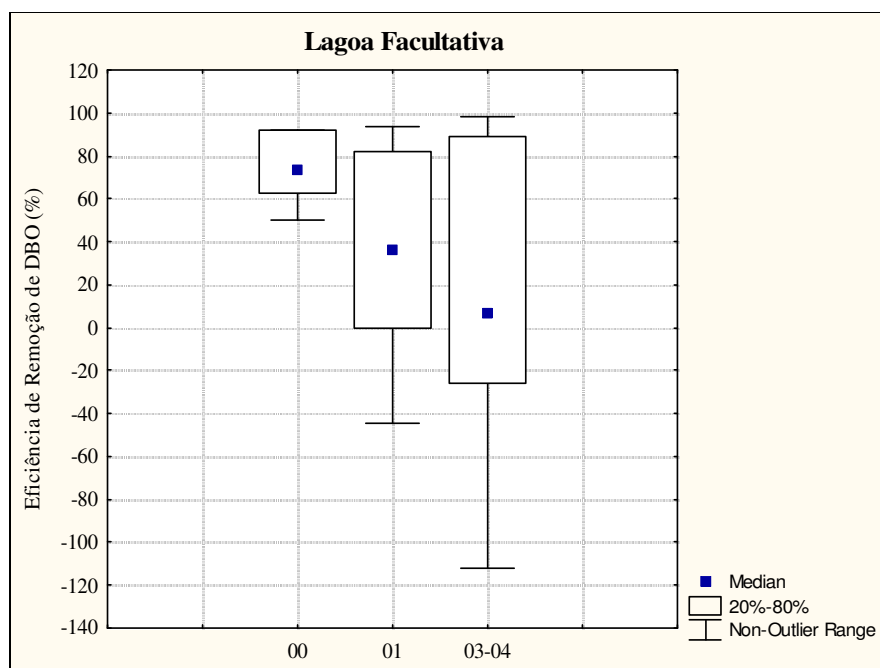


Figura A.1.3 – Eficiência anual da Lagoa Facultativa.

Para a Lagoa Anaeróbia, o melhor desempenho no tratamento dos lixiviados ficou para o ano de 2000 e o pior para o ano de 2001, como mostrado na **Figura A.1.1**. Apesar de as maiores concentrações de DBO terem sido apresentadas em 2000, em 90% dos casos a eficiência de remoção esteve, aproximadamente, acima de 58%. Já no ano de 2001, em que as concentrações foram as menores dentre os anos de monitoramento, o desempenho foi baixo e, em alguns casos, negativo. Em 20% dos casos, a eficiência mostrou-se negativa e variou de -42% a 11,4%. O biênio de 2003-2004 também apresentou eficiências negativas, porém não tão acentuadas como em 2001.

No caso do UASB (**Figura A.1.2**), novamente, em 2000 foram apresentados os melhores resultados de remoção de DBO. Em 50% dos casos analisados, a eficiência ficou acima de 84%, porém verifica-se a presença de eficiências nulas e negativas, sendo o mínimo de -68,75%. O ano de 2001 foi observado como o de pior desempenho sendo que, em 50% dos casos analisados, a eficiência de remoção não ultrapassou 41,7%.

Saindo da tendência geral, para Lagoa Facultativa (**Figura A.1.3**), o pior período de trabalho do sistema de tratamento foi o do biênio de 2003-2004, sendo que, em 50% dos casos, a eficiência esteve abaixo de 7%. Em 2001 o desempenho foi razoável, sendo que, em 50% dos casos, a eficiência ficou acima de 36,4%. Em contrapartida, em 2000 a eficiência ficou acima de 50% de remoção de poluentes na totalidade dos casos observados.

A.2 Remoção de DQO

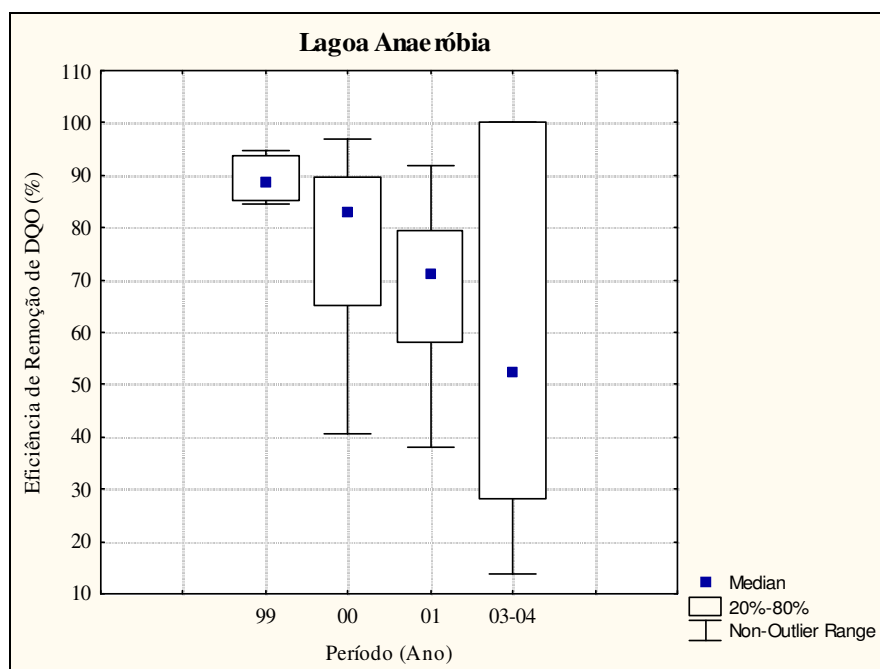


Figura A.2.1 – Eficiência anual da Lagoa Anaeróbia.

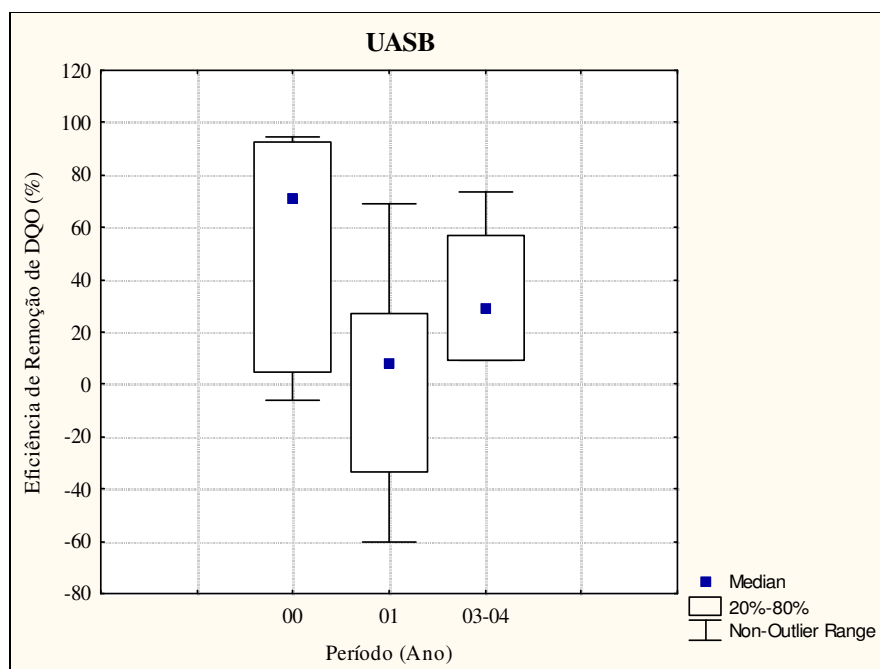


Figura A.2.2 – Eficiência anual do UASB.

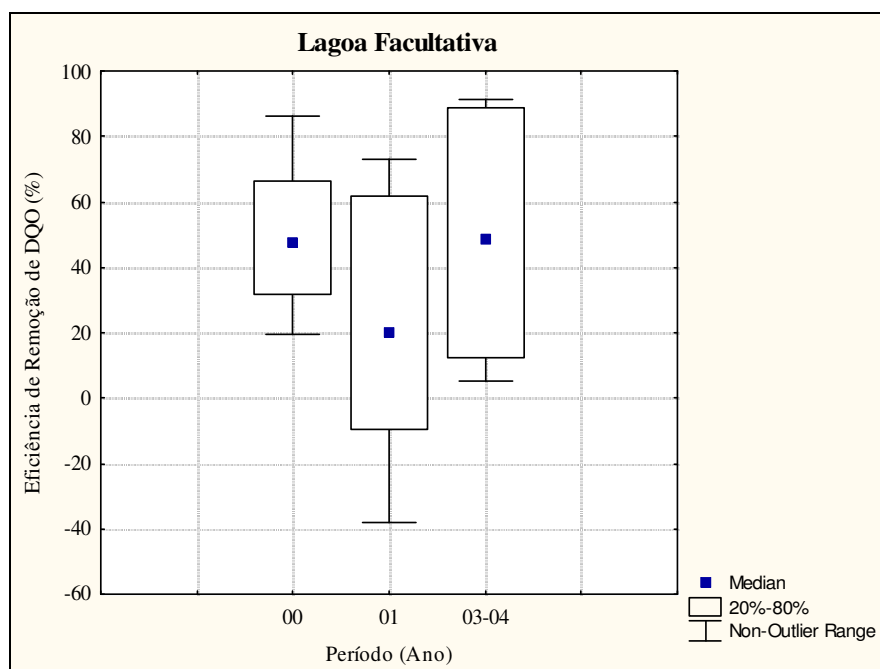


Figura A.2.3 – Eficiência anual da Lagoa Facultativa.

Pela **Figura A.2.1** constata-se uma queda na eficiência de remoção de DQO pela Lagoa Anaeróbia ao longo dos anos, uma vez que as médias para 1999, 2000, 2001 e 2003-2004 foram de: 89, 78, 68, 56%, respectivamente. O melhor desempenho foi no ano de 1999, sendo que para a totalidade dos casos analisados, a eficiência de remoção ficou acima de 84,5%. Porém, os números de casos monitorados nesse ano foram bem menores se comparados aos dos outros anos. No biênio de 2003-2004 verificou-se o pior desempenho dentre os anos analisados, chegando a ter, em 50% dos casos, eficiências de remoção abaixo de 52%.

Para o UASB, o desempenho de remoção é muito irregular, como mostra a **Figura A.2.2**. O melhor período de trabalho foi o biênio de 2003-2004. Apesar de não ter sido ultrapassada a casa dos 74% de eficiência, foi o único período em que não se apresentaram eficiências nulas e negativas. A média de remoção de DQO atingiu a casa dos 33%, sendo que em 50% dos casos analisados a eficiência esteve acima de 29%. No ano de 2001, constata-se o pior desempenho. O máximo de eficiência de remoção de DQO atingiu 69%, sendo que em 90% dos casos, a eficiência esteve abaixo de 50%. Soma-se, a esse baixo desempenho, o elevado número de casos de eficiências negativas. Outro ano em que houve baixo desempenho foi o de 2000, porém este desempenho foi um pouco melhor em comparação ao observado em 2001. Por ser um ano em que houve elevadas concentrações de DQO, em 50% dos casos

analisados o desempenho de remoção ficou acima de 71% e a presença de eficiências negativas não ultrapassou a casa dos -6%.

A Lagoa Facultativa teve um razoável desempenho, evidenciado na **Figura A.2.3**. O comportamento foi semelhante em 2001 e no biênio de 2003-2004. Em ambos a eficiência esteve acima de 48% em 50% dos casos. A média de remoção nesses dois períodos foi de 49%, porém no ano de 2000, na totalidade dos casos, a eficiência esteve superior a 20%, enquanto em 2003-2004 essa mesma eficiência ficou acima de 5% apenas. Os piores resultados de desempenho de remoção de DQO ocorreram em 2001. Em 50% dos casos analisados, a eficiência não ultrapassou 20%; além disso, este foi o único ano em que foram apresentadas eficiências nulas e negativas, atingindo -38% de remoção de DQO.

A.3 Remoção de Sólidos Totais

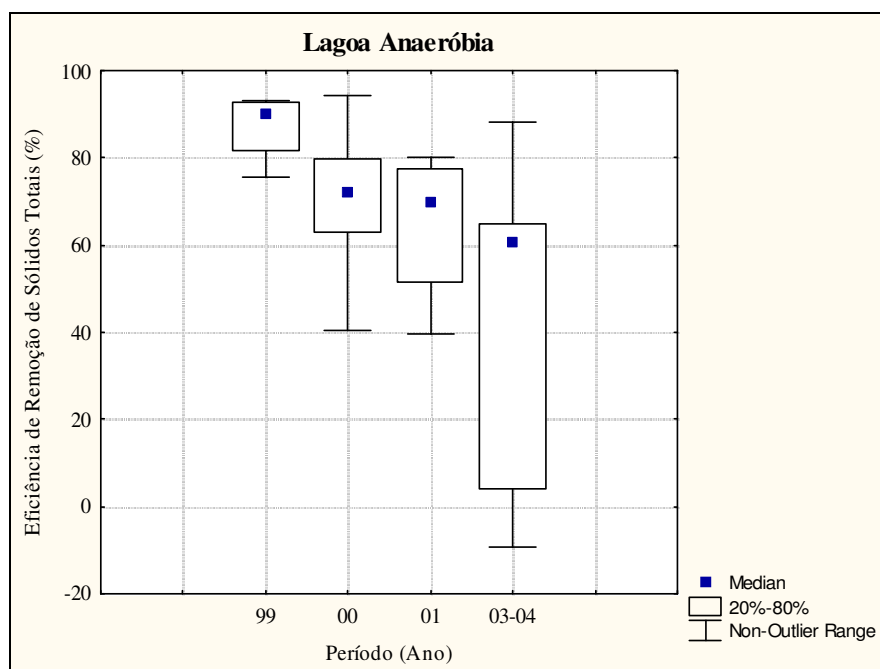


Figura A.3.1 – Eficiência anual da Lagoa Anaeróbia.

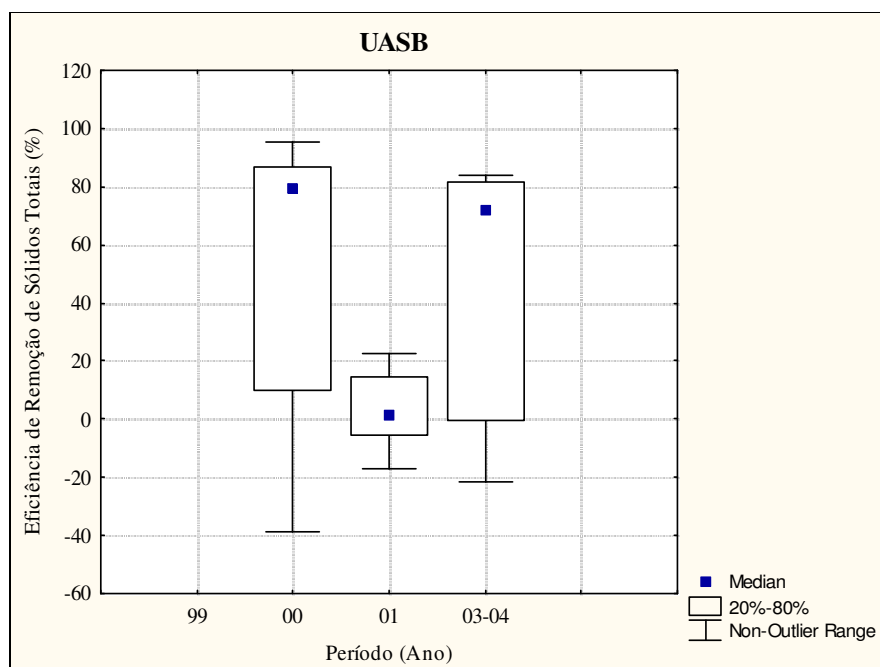


Figura A.3.2 – Eficiência anual do UASB.

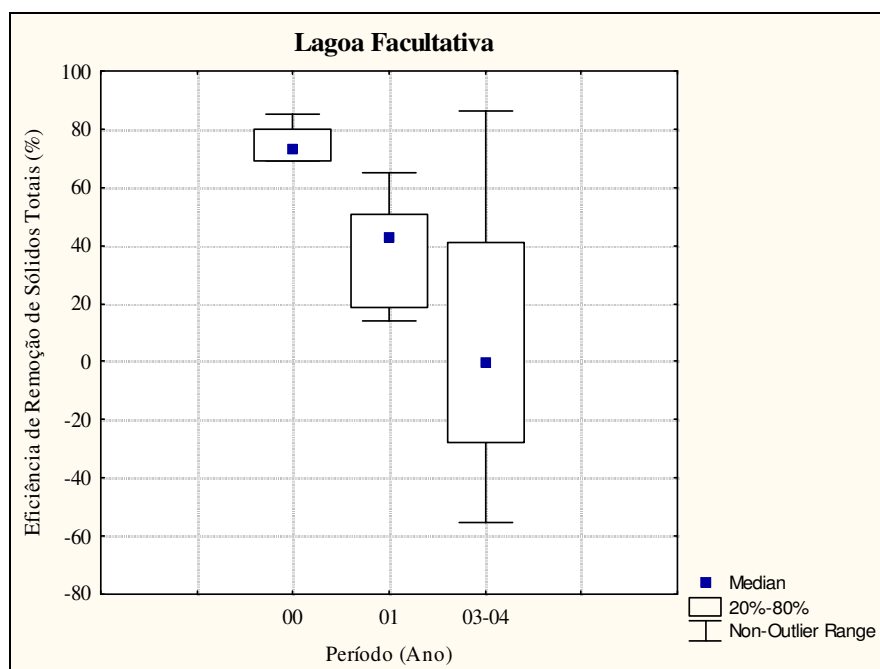


Figura A.3.3 – Eficiência anual da Lagoa Facultativa.

No caso da Lagoa Anaeróbia, o desempenho ao longo dos anos caiu, como é mostrado na **Figura A3.1**. O melhor desempenho foi em 1999, com uma média de remoção de 87,6% e, na totalidade dos casos analisados, a eficiência esteve acima de 75,6%. Nos anos de 2000 e 2001, nota-se um comportamento parecido: os mínimos estão na faixa dos 40% de eficiência. Em ambos, em 50% dos casos a eficiência ficou acima da casa dos 70%. Porém, no ano de 2000 obtiveram-se melhores resultados na remoção de Sólidos Totais. Já em 2003-2004, o índice de remoção foi o pior registrado. Foi o único período a apresentar eficiências nulas e negativas. Por outro lado, em 50% dos casos, a eficiência esteve acima de 60,5%.

Para o UASB, **Figura A.3.2**, comportamentos semelhantes se apresentaram em 2000 e no biênio de 2003-2004, sendo que em 2000 os valores de remoção de Sólidos Totais foram um pouco mais expressivos. Em 2000, em 50% casos, a eficiência variou de 79,1% a 95,5%, enquanto em 2003-2004, na mesma porcentagem de casos, de 71,6% a 83,8%. Mas no biênio de 2003-2004 foram apresentados menores valores de eficiência negativa, ao contrário do observado em 2000, quando o mínimo foi de -38,8%. O pior desempenho ficou para o ano de 2001: em 50% dos casos, a eficiência não ultrapassou 1,05% e a máxima chegou aos 22,4%.

Na Lagoa Facultativa percebe-se uma redução da eficiência de remoção de Sólidos Totais, como aconteceu a Lagoa Anaeróbia, mostrado na **Figura A.3.3**. Em 2000, apesar das

elevadas concentrações, a eficiência esteve acima de 69,18% na totalidade dos casos. Porém, o número de casos analisados foi inferior aos dos outros anos. Em 2001 o desempenho foi mediano em relação aos outros períodos. Em 50% dos casos, a eficiência variou de 14,07% a 43,4% e a máxima atingiu 64,8%. Em 2003-2004 o desempenho obtido foi sofrível: único período a apresentar eficiências nulas e negativas. Em 50% dos casos, a eficiência esteve compreendida entre -55,1% e 4,3%, porém atingiu um máximo de 86,1%.

A.4 Remoção de Sólidos Dissolvidos

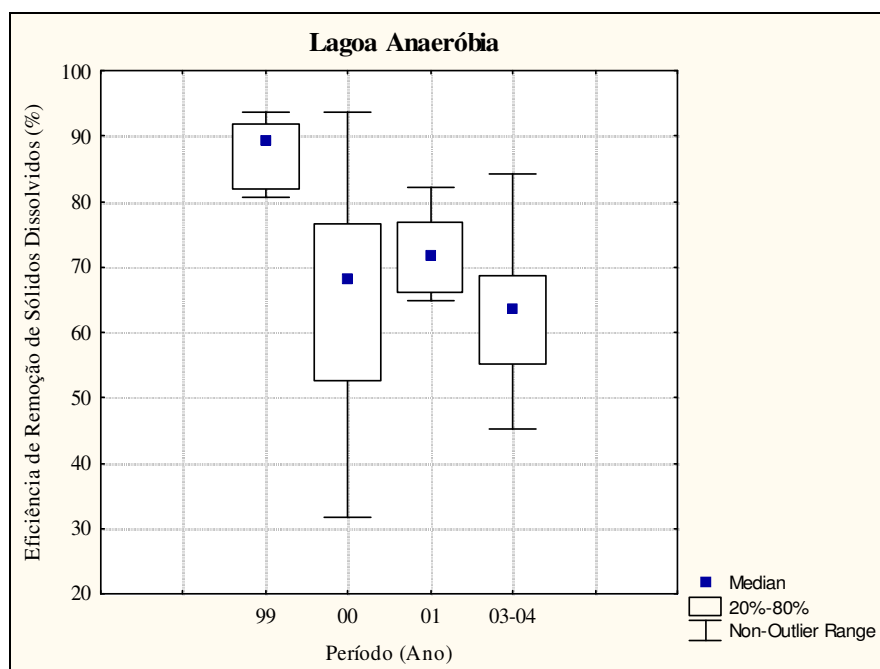


Figura A.4.1 – Eficiência anual da Lagoa Anaeróbia.

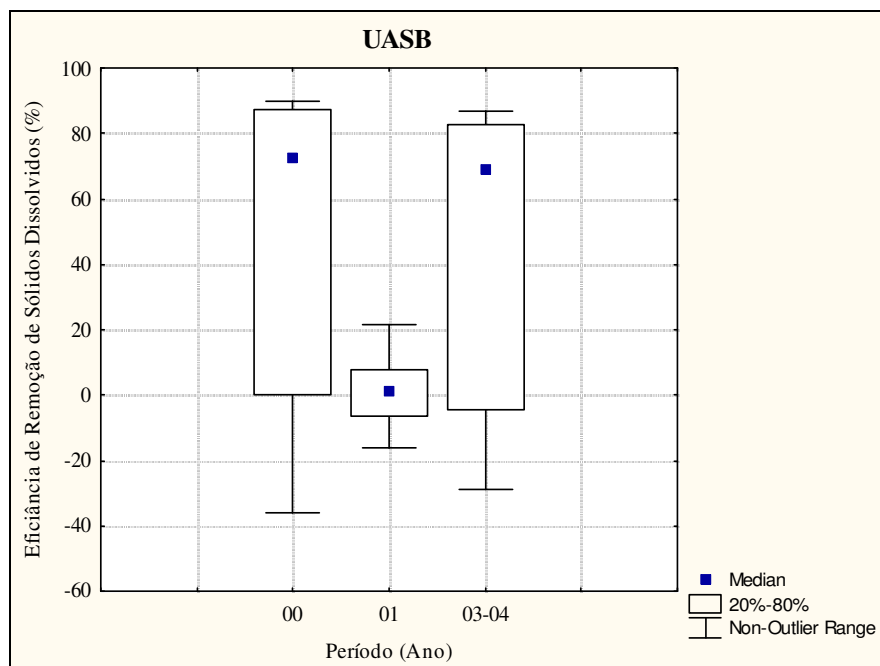


Figura A.4.2 – Eficiência anual do UASB.

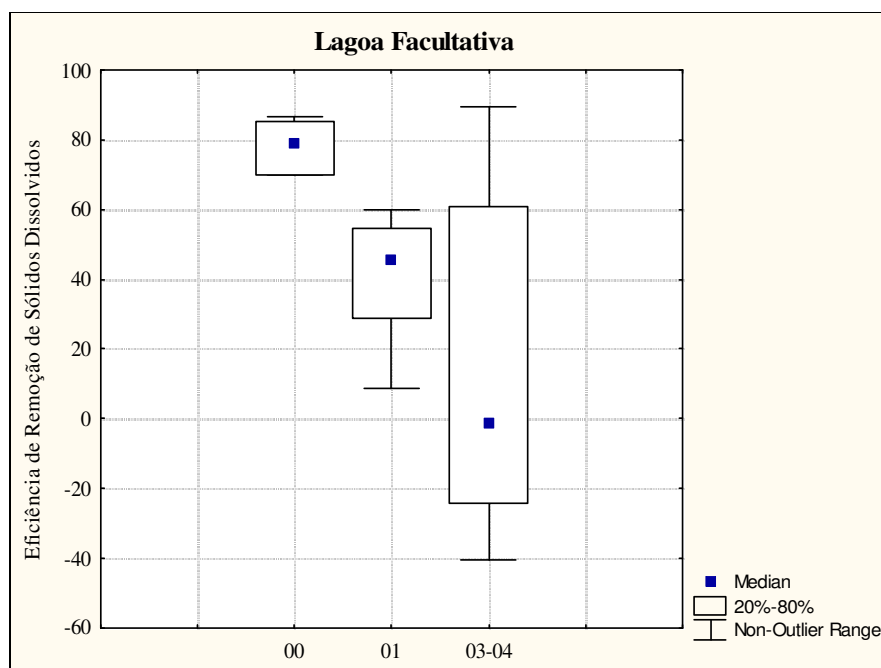


Figura A.4.3 – Eficiência anual da Lagoa Facultativa.

Ao se analisar o desempenho de cada ano de monitoramento, observou-se que a Lagoa Anaeróbia apresentou comportamento muito irregular como mostra a **Figura A.4.1**. As médias de eficiência de remoção nos anos de 1999, 2000, 2001 e em 2003-2004 foram, respectivamente, de 86%, 66,4%, 68% e 56%. O desempenho mais baixo verificado nos anos de monitoramento foi em 2000: as concentrações foram as mais elevadas. As eficiências mínimas e máximas foram, respectivamente, 32 e 94%. Porém, em 50% dos casos analisados, a eficiência manteve-se acima 68%. Apesar da mais baixa dentre as médias, no biênio de 2003-2004, 80% dos casos tiveram sua eficiência acima de 55%. O ano de 1999 evidencia-se como o melhor ano de trabalho da Lagoa Anaeróbia sendo que, na totalidade dos casos, a eficiência ficou acima do patamar de 80%. Em 2001 o desempenho foi razoável: em 50% dos casos a eficiência situou-se acima de 72%. Já em 90% dos casos, a eficiência ficou acima dos 56%.

No caso do UASB, observa-se um comportamento semelhante nos anos de 2000 e de 2003-2004, como mostrado na **Figura A.4.2**. Nesses períodos, as eficiências oscilaram consideravelmente. Em 2000, a eficiência mínima atingiu o valor negativo de 36%, enquanto em 2003-2004 o mínimo chegou a -29%. A média das eficiências nos anos de 2000, 2001 e no biênio de 2003-2004 foram: 48%, 1% e 44%, respectivamente. Nota-se que o pior

desempenho do UASB ocorreu em 2001, com eficiências muito baixas de remoção de Sólidos Dissolvidos. A máxima não superou a casa dos 16%.

Quanto à Lagoa Facultativa, percebe-se uma sensível queda da eficiência ao longo dos períodos de monitoramento, **Figura A.4.3**. A melhor performance desta etapa do tratamento foi em 2000. Sua concentração mínima atingiu 70% e, o máximo, 87%. Em 2003-2004 o desempenho foi o pior: em 50% dos casos, a eficiência variou entre -40 e 2%. Contudo, no biênio verificam-se valores elevados de eficiência, atingindo uma máxima de 89,5%. No ano de 2001 o desempenho foi mediano em comparação aos dois períodos estudados. A máxima eficiência no período chegou a 59,7% e, em 80% dos casos, sua eficiência esteve acima dos 30,5%.

A.5 Remoção de Sólidos Suspensos

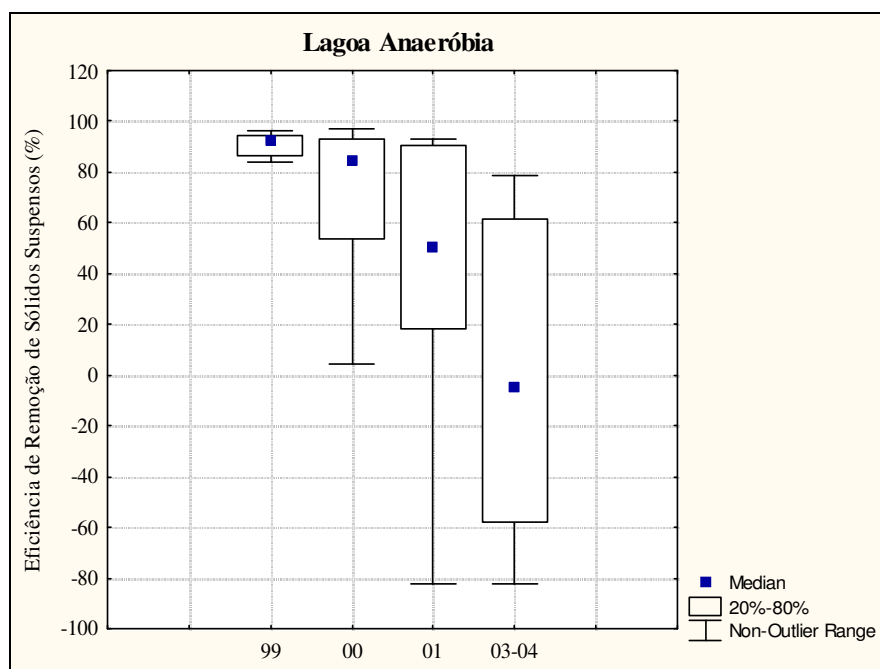


Figura A.5.1 – Eficiência anual da Lagoa Anaeróbia.

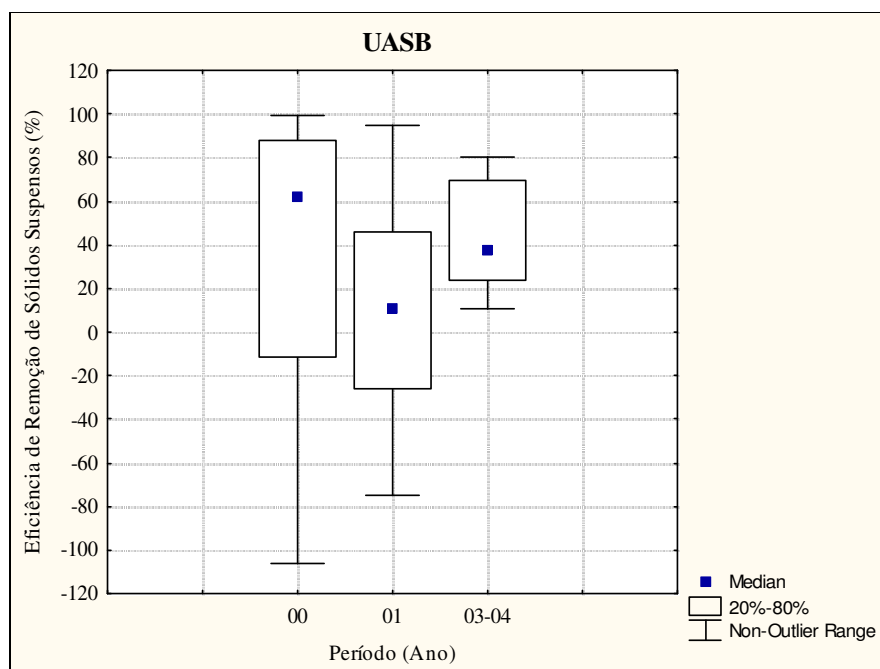


Figura A.5.2 – Eficiência anual do UASB.

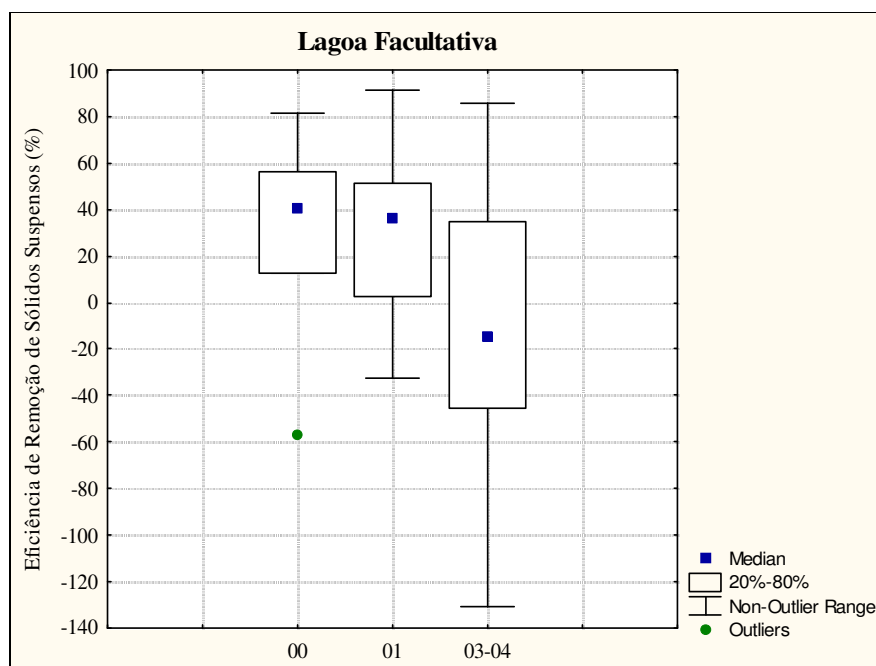


Figura A.5.3 – Eficiência anual da Lagoa Facultativa.

Como é mostrado na **Figura A.5.1**, o pior desempenho na remoção de Sólidos Suspensos pela Lagoa Anaeróbia foi verificado durante o biênio de 2003-2004. Em 50% dos casos, a eficiência não ultrapassou -4,67% e o valor máximo obtido foi de 78,32%. As melhores eficiências foram observadas em 1999 e 2000, sendo que o número de casos analisados em 1999 foi menor do que em 2000. Em 1999, na totalidade dos casos, a eficiência esteve acima dos 83,6%. Já no ano de 2000, apenas em 50% dos casos analisados a eficiência ficou acima de 84,4%. Em 2001, o desempenho não foi bom: em 50% dos casos a eficiência variou de -82% a 50%.

A **Figura A.5.2** mostra a eficiência do UASB ao longo dos períodos de monitoramento na remoção de Sólidos Suspensos. As melhores eficiências de remoção foram alcançadas em 2000: em 50% dos casos, a eficiência ficou acima dos 66% e a máxima chegou a 99,32%; no entanto, em 20% dos casos a eficiência variou de -106% a -4%. Apesar de as eficiências não terem sido tão elevadas quanto as de 2000, no biênio de 2003-2004 o desempenho foi razoável. Em 80% dos casos, a eficiência esteve acima de 30,1% e não se constatou a presença de eficiências negativas. O pior desempenho foi observado em 2001 sendo que, em 50% dos casos, a eficiência ficou entre -75,1% e 10,5%.

As análises da última etapa do tratamento estão apresentadas na **Figura A.5.3**. Para Lagoa Facultativa, o pior desempenho foi no biênio 2003-2004. Em 90% dos casos, a eficiência não

ultrapassou a casa dos 49,4% e, em 50% dos casos, a eficiência variou de -130,8% a -14,5%. No ano 2000 obteve-se razoável retrospecto: em 50% dos casos, a eficiências ficaram acima de 40,7%; entretanto, verificam-se as presenças de eficiências negativas, sendo o mínimo de -57,03%. Já no ano de 2001, constataram-se eficiências mais elevadas. A máxima atingiu 91,1% e, em 80% dos casos, a eficiência esteve acima dos 2,3%, significando a grande irregularidade do sistema ao longo do ano.

APÊNDICE B

EXEMPLO DE BANCO DE DADOS ELABORADO

B.1 Banco de Dados para o Parâmetro DBO

Exemplo de banco de dados montado no programa “*Statistica 6*”.

	2 P(4)	3 P(5)	4 P(6)	5 P(7)
1	147,7	13,2		
2	148,2	83,3		
3	411	41,7		
4	396	59		
5	369,5	187,4		
6	170	82,9		
7	427	19,2		
8	109,1	83,6		
9	972,7	20,6		
10	945,3	50		
11	1013,8	308,7	2,7	
12	5554,3	101,4	32,9	
13	2520,8	171,3	15,1	
14	9439,2	388,9	72	
15	6545,9	1260	80	
16	2953,6	647,5	147,7	
17	10736	1156	61	
18	7895,6	1219	77	
19	8000	1724	38,8	
20	17399	1452	39,5	
21	6248	655	33	
22	8750	980	127	
23	6575,8	914	17	
24				
25	8600	940	10	
26	1040	410		55
27	720	320	540	43,8
28	2727	264	182	64
29	520	110	130	10
30	218,2	182	182	27,3
31	240	80	100	30
32	720	320	240	90
33	1000	880	880	200
34	240	160	80	40
35	363,6	263,61	99,99	86,36
36	112,1	51,23	153,69	10,25
37	212	77	76,5	42
38	303,8	137,2	44,1	112,7
39	137,2	53,9	53,9	34,3
40	114	161,5	47,5	318,3

Figura B.1.1 – Banco de Dados do parâmetro DBO que geraram gráficos como os da **Figura 5.1** e **Figura 5.17**.

	2 Lagoa Anaeróbia	3 UASB	4 Lagoa Facultativa	5 Global
1	91,06			
2	43,79			
3	89,85			
4	85,10			
5	49,28			
6	51,24			
7	95,50			
8	23,37			
9	97,88			
10	94,71			
11	69,55	99,13		
12	98,17	67,55		
13	93,20	91,19		
14	95,88	81,49		
15	80,75	93,65		
16	78,08	77,19		
17	89,23	94,72		
18	84,56	93,68		
19	78,45	97,75		
20	91,65	97,28		
21	89,52	94,96		
22	88,80	87,04		
23	86,10	98,14		
24				
25	89,07	98,94		
26	60,58			94,71
27	55,56	-68,75	91,89	93,92
28	90,32	31,06	64,84	97,65
29	78,85	-18,18	92,31	98,08
30	16,59	0,00	85,00	87,49
31	66,67	-25,00	70,00	87,50
32	55,56	25,00	62,50	87,50
33	12,00	0,00	77,27	80,00
34	33,33	50,00	50,00	83,33
35	27,50	62,07	13,63	76,25
36	54,30		93,33	90,86
37	63,68	0,65	45,10	80,19
38	54,84	67,86	-155,56	62,90
39	60,71	0,00	36,36	75,00
40	-41,67	70,59		
41	78,13	-32,57	82,79	95,01
42		96,04		-20,00
43	79,37	91,63	-44,72	97,50
44	-10,11	50,10	-18,39	34,95
45	94,88		60,87	53,96

Figura B.1.2 - Banco de Dados do parâmetro DBO que geraram gráficos como os da **Figura 5.15**.