

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

ANÁLISE DE DESEMPENHO DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO EMPREGADAS PARA
TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS
SANITÁRIOS

Alice Libânia Santana Dias

Belo Horizonte

2012

**ANÁLISE DE DESEMPENHO DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO EMPREGADAS PARA
TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS
SANITÁRIOS**

Alice Libânia Santana Dias

Alice Libânia Santana Dias

**ANÁLISE DE DESEMPENHO DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO EMPREGADAS PARA
TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS
SANITÁRIOS**

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: Saneamento

Linha de pesquisa: Gerenciamento de Resíduos Sólidos

Orientador: Liséte Celina Lange

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2012

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do Programa

D541a Dias, Alice Libânia Santana
Análise de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de
lixiviados de aterros sanitários [manuscrito] / Alice Libânia Santana Dias .— 2012.
x, 171 f. , enc. : il.

Orientadora: Liséte Celina Lange.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de
Engenharia.

Anexos: f. 152-171.
Bibliografia: f. 145-151.

1. Saneamento – Teses. 2. Aterro sanitário – Teses. 3. Lagoas de estabilização –
Teses. 4. Resíduos sólidos – Teses. I. Lange, Liséte Celina. II. Universidade Federal de
Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628.4 (043)

*“Eu vim de lá, eu vim de lá pequenininho...
Alguém me avisou pra pisar nesse chão de vagarinho..”
(Dona Ivone Lara)*

AGRADECIMENTOS

Acima de tudo à Deus, minha força maior, por ter colocado em minha vida as pessoas a quem aqui agradeço, e por ter trazido este trabalho no momento correto. Trabalho este, que me auxiliou a atravessar os difíceis momentos!

Especialmente à minha querida mãe, amiga, exemplo de vida e coragem, e que me transmitiu toda a base necessária para que eu pudesse suportar os momentos difíceis, tentar evoluir com esses, e assim obter minhas maiores conquistas e alegrias.

À professora Liséte, pela dedicação ao longo dessa jornada, por ter acreditado neste trabalho, por sua sabedoria em ser igualmente firme e doce nos momentos devidos, e por sua generosidade em transmitir, como poucos, seus conhecimentos.

Ao meu companheiro Chico, por todo carinho, incentivo e apoio em minhas buscas profissionais, e por compreender minhas ausências decorrentes deste trabalho.

À FEAM, que me proporciona um aprendizado inestimável diariamente, e em especial ao José Cláudio, Zuleika, Solange, Ivan e Francisco que viabilizaram todo o apoio necessário para a realização dessa pesquisa, inclusive pelo financiamento das análises laboratoriais. Poucas são as instituições que acreditam na pesquisa como forma de se desenvolver conhecimento isento e necessário à promoção da qualidade ambiental.

À Sanag Engenharia, em especial ao José Celso, por ter me proporcionado conhecimentos preciosos para minha formação profissional, os quais empreguei ao longo dessa pesquisa, e por me apoiar na busca pelo mestrado.

À Nayara, José Silvério e Gustavo pelo importante auxílio na revisão ortográfica. À Tatiane Ester pela ajuda no processamento dos dados, sempre com tanta boa vontade. Aos colegas da FEAM pelo incentivo e apoio. À Patrícia Neres, do CETEC, pela paciência e auxílio dispensados para o desenvolvimento das análises laboratoriais. À Iara, secretária do Programa de Pós-Graduação, pelas gentilezas dispensadas ao longo desse período.

Ao meu irmão Vitor, Ana Clara, Karina, Raissa, Soninha, Mateus, Geraldo, que são meus queridos familiares e amigos, pela dedicação e por compreenderem minhas ausências. Em especial à Dona Ana por me manter deliciosamente alimentada durante vários momentos desta jornada.

RESUMO

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário tem-se demonstrado um grande desafio à área do saneamento. A literatura internacional relata a necessidade de complementação dos tratamentos biológicos, por processos físico-químicos para o tratamento de lixiviados. No entanto, no Brasil o tratamento exclusivamente pela via biológica é uma realidade, sendo aceito pelos órgãos ambientais. Em um aparente contrassenso, os diplomas legais brasileiros, referentes ao tratamento de efluentes, reportam-se a níveis de exigências elevadas. A presente pesquisa estudou o desempenho das lagoas de estabilização empregadas para o tratamento de lixiviados, instaladas em Minas Gerais. Para tanto, foram utilizados dados primários e secundários, contemplando parâmetros físico-químicos e biológicos dos lixiviados bruto e tratado. Os dados primários apresentaram valores para DQO afluente entre 164 a 21.137 mg/L, com eficiências de remoção entre 3 e 97%. Para o nitrogênio amoniacal, os valores do lixiviado bruto variaram de 21 a 2.808mg/L, com eficiências de remoção entre 0 a 99%. Constatou-se que, mesmo para aqueles sistemas que desempenharam boa eficiência de remoção em termos de DBO e DQO, os valores a jusante das ETL (Estação de Tratamento de Lixiviado) para os parâmetros SST, DQO, condutividade e nitrogênio amoniacal ainda são elevados, indicando a necessidade de conjugação de etapas adicionais ao tratamento. Foi identificado que a ETL do aterro mais antigo apresentou baixas eficiências quando comparadas às demais, com valores medianos de 64% de remoção para DQO, e DQO remanescente no lixiviado tratado de até 3792mg/L; 85% de remoção para nitrogênio amoniacal, com valor remanescente de até 360mg/L; e relação DBO/DQO do lixiviado tratado de até 0,49, indicando ainda haver parcela remanescente de matéria orgânica. Também verificou-se que, dentre os 32 aterros sanitários em operação no Estado, 75% apresentavam lagoas de estabilização em sua configuração, 2 adotavam tipos de tratamento alternativo à lagoas de estabilização, e os demais 19% encaminhavam o lixiviado para tratamento conjunto em ETE municipal. No entanto, 17 dessas ETL, não apresentavam vazão efluente ao sistema, não ocorrendo o procedimento de “partida” dessas unidades, o que pode indicar que, apesar dessas ETL serem dimensionadas, e licenciadas, para a função de lagoas de estabilização, essas estão operando como sistemas de acumulação e evaporação de lixiviado, sem contudo, serem analisados os impactos ambientais de tal operação e as medidas de controle associadas.

PALAVRAS-CHAVE: lixiviado, aterro sanitário, tratamento biológico, lagoas de estabilização, análise de desempenho.

ABSTRACT

Treating the landfill leachate has been proved to be a challenge to sanitation professionals. The international literature reports the need to complement the pre-existing biological method using chemical and physical methods in order to treat leachate. However, in Brazil, environmental agencies permit this treatment to be done exclusively biologically which is, in a certain way, contradictory once the legal Brazilian stringent requirements for wastewater treatment establish it should be done according to high standards. This research is about the performance of the stabilization ponds, which have been used to treat landfill leachate in Minas Gerais. Primary and secondary data were used focusing on the physical/chemical and biological parameters of raw and treated leachate. The primary data present COD levels from 164 to 21.137 mg/L, and efficiency removal rate from 3 to 97%. The values of ammonium nitrogen found in the raw leachate were from 21 to 2.808mg/L, with efficiency removal rate from 0 to 99%. Even in those systems which had a good efficiency removal rate in terms of BOD and COD, the values observed in the leachate treatment plants are still high considering the parameters of total suspended solids, COD, conductivity and ammonium nitrogen which prove the need to have more phases added to the treatment. The leachate treatment plant in the oldest landfill presented low efficiency rates when compared to the others. In this plant, the COD removal rates were average, 64%, and the remaining treated COD highest rate was of 3792mg/L; the ammonium nitrogen removal rate was of 85%, and its remaining portion was treated up to 360mg/L; the treated leachate COD/BOD rates were high, up to 0,49, which demonstrates that there are still some biodegradable organic materials. Among the 32 landfills still in use in the State during the period of analysis, 6 of them (19%) send their leachate to a combined treatment with domestic sewage in a municipal sewage treatment plan, two of them use an alternative type of treatment, and the other 24 (75%) have stabilization ponds in their facilities. Nevertheless, 17 of these leachate treatment plants do not present downstream flow and for that reason there is no start up from the treatment plant. In spite of having the infrastructure and the license to be stabilization ponds, they are functioning as leachate accumulation and evaporation systems. This operation presents environmental impacts which should be assessed along with measures that should be studied and put in practice to minimize this impact.

Key words: leachate, landfill, biological treatment, stabilization ponds, performance assessment.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	VI
LISTA DE TABELAS.....	VII
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	IX
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS.....	6
2.1 OBJETIVO GERAL	6
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	6
3 REVISÃO DA LITERATURA	7
3.1 DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	7
3.1.1 <i>Cenário internacional</i>	7
3.1.2 <i>Cenário nacional</i>	10
3.2 O EMPREGO DOS ATERROS SANITÁRIOS.....	11
3.3 PROCESSO DE DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA DE RSU EM ATERROS SANITÁRIOS E A FORMAÇÃO DO LIXIVIADO	12
3.3.1 <i>Definição de lixiviado de aterro sanitário</i>	12
3.3.2 <i>Processo de geração de lixiviado</i>	13
3.3.3 <i>Fatores intervenientes na degradação biológica dos RSU e geração dos lixiviados</i>	13
3.3.4 <i>Fases ocorridas no interior dos aterros sanitários</i>	15
3.4 CARACTERIZAÇÃO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	21
3.4.1 <i>Parâmetros de caracterização convencional</i>	21
3.4.2 <i>Biodegradabilidade de lixiviados de aterros sanitários</i>	23
3.5 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	24
3.5.1 <i>Tecnologias comumente empregadas para tratamento de lixiviado</i>	24
3.5.2 <i>Critérios de seleção</i>	26
3.5.3 <i>Recirculação do lixiviado</i>	29
3.5.4 <i>Processos de tratamento combinado com esgoto sanitário</i>	30
3.5.5 <i>Processos de tratamento físico-químicos</i>	32
3.5.6 <i>Processos de tratamento biológicos</i>	35
3.6 LEGISLAÇÕES CORRELATAS	61
4 METODOLOGIA	66
4.1 LEVANTAMENTO E SISTEMATIZAÇÃO DOS DADOS.....	66
4.2 SELEÇÃO DA AMOSTRA	66
4.2.1 <i>Dados secundários</i>	66
4.2.2 <i>Dados primários</i>	68
4.3 OBTENÇÃO DOS DADOS PRIMÁRIOS	69
4.4 OBTENÇÃO DOS DADOS SECUNDÁRIOS	73
4.5 ANÁLISE DOS DADOS	73
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
5.1 DIFICULDADES ENCONTRADAS NA OBTENÇÃO DOS DADOS E LIMITAÇÕES DO TRABALHO	76
5.1.1 <i>Considerações referentes aos dados secundários</i>	76
5.1.2 <i>Considerações referentes aos dados primários</i>	78
5.2 PANORAMA GERAL DA GESTÃO DOS LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS EM MINAS GERAIS	78
5.3 ANÁLISE DE DESEMPENHO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO ESTUDADOS	82
5.3.1 <i>Análise dos parâmetros de projeto de algumas ETL</i>	84
5.3.2 <i>Dados primários</i>	86
5.3.3 <i>Dados secundários</i>	131
6 CONCLUSÕES	139

6.1	CONCLUSÃO EM RELAÇÃO ÀS CARACTERÍSTICAS DOS LIXIVIADOS	139
6.2	CONCLUSÃO EM RELAÇÃO AO GERENCIAMENTO DO LIXIVIADO DOS ATERROS SANITÁRIOS OPERANTES EM MINAS GERAIS	140
6.3	CONCLUSÃO EM RELAÇÃO AO DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO.....	140
6.4	CONCLUSÃO EM RELAÇÃO AOS PROGRAMAS DE MONITORAMENTO DAS ETL.....	142
6.5	VERIFICAÇÃO DA HIPÓTESE.....	142
7	RECOMENDAÇÕES.....	144
	REFERÊNCIAS	146
	APÊNDICES	153
	ANEXO.....	169

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1 – PANORAMA DO TRATAMENTO/DISPOSIÇÃO FINAL DOS RSU EM MINAS GERAIS, EM TERMOS DE NÚMERO DE MUNICÍPIOS, ANOS BASE 2010.....	2
FIGURA 3.1 – DESTINAÇÃO DOS RSU EM ALGUNS PAÍSES, EM TERMOS PERCENTUAIS	7
FIGURA 3.2 – EVOLUÇÃO DA DESTINAÇÃO DOS RSU NOS EUA NO PERÍODO 1960 A 2010.....	8
FIGURA 3.3 – EVOLUÇÃO DA DESTINAÇÃO DOS RSU NA UE27 NO PERÍODO 1995 A 2009.....	9
FIGURA 3.4 – EVOLUÇÃO DA DESTINAÇÃO DOS RSU EM PORTUGAL NO PERÍODO 1995 A 2005.....	10
FIGURA 3.5 – PANORAMA BRASILEIRO DO TRATAMENTO/DISPOSIÇÃO FINAL DOS RSU, EM TERMOS DE NÚMERO DE MUNICÍPIOS, ANOS BASE 1989 E 2008.	11
FIGURA 3.6- FATORES QUE INFLUENCIAM A DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA DOS RSU E GERAÇÃO DE LIXIVIADOS.....	14
FIGURA 3.7- MODELO PARA EVOLUÇÃO DAS FASES DE UM ATERRO SANITÁRIO PROPOSTO POR POHLAND E HARPER (1985), ADAPTADO POR TOLAYMAT, KREMER, CARSON E DAVIS-HOOVER, 2004.	17
FIGURA 4.1- HISTOGRAMA DE DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA DOS 19 ATERROS SANITÁRIOS, EM FUNÇÃO DA IDADE DO ATERRO	68
FIGURA 5.1- PANORAMA DA GESTÃO DOS LIXIVIADOS DOS ATERROS SANITÁRIOS DE MINAS GERAIS – ANO- BASE 2009.	79
FIGURA 5.2- ATENDIMENTO AOS PARÂMETROS E FREQUÊNCIA DE MONITORAMENTO ESTABELECIDOS NA NOTA TÉCNICA DIMOG Nº 03/2005.....	81
FIGURA 5.3- ANÁLISE COMPARATIVA DOS LIXIVIADOS DOS QUATRO ATERROS SANITÁRIOS ESTUDADOS A PARTIR DE DADOS PRIMÁRIOS, APRESENTADAS EM GRÁFICOS DE SÉRIE TEMPORAL E DE <i>BOX-WHISKER</i>	102
FIGURA 5.4- PERCENTUAL DE VIOLAÇÕES PARA ALGUNS PARÂMETROS, EM RELAÇÃO AOS PADRÕES DE LANÇAMENTO FIXADOS PELA DN CONJUNTA COPAM/CERH Nº 01/2008.	106
FIGURA 5.5- CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO E TRATADO DO ATERRO SANITÁRIO A2, ESTUDADOS A PARTIR DE DADOS PRIMÁRIOS, APRESENTADAS EM GRÁFICOS DE SÉRIE TEMPORAL E DE <i>BOX-WHISKER</i>	112
FIGURA 5.6- DADOS DE VAZÃO AFLUENTE À ETL DO ATERRO SANITÁRIO AS2.	115
FIGURA 5.7- CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO E TRATADO DO ATERRO SANITÁRIO A5, ESTUDADOS A PARTIR DE DADOS PRIMÁRIOS, APRESENTADAS EM GRÁFICOS DE SÉRIE TEMPORAL E DE <i>BOX-WHISKER</i>	119
FIGURA 5.8- CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO E TRATADO DO ATERRO SANITÁRIO A12, ESTUDADOS A PARTIR DE DADOS PRIMÁRIOS, APRESENTADAS EM GRÁFICOS DE SÉRIE TEMPORAL E DE <i>BOX-WHISKER</i>	124
FIGURA 5.9- CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO E TRATADO DO ATERRO SANITÁRIO A17, ESTUDADOS A PARTIR DE DADOS PRIMÁRIOS, APRESENTADAS EM GRÁFICOS DE SÉRIE TEMPORAL E DE <i>BOX-WHISKER</i>	129
FIGURA 5.10- DADOS DE VAZÃO AFLUENTE À ETL DO ATERRO SANITÁRIO AS17.....	130
FIGURA 5.11- ANÁLISE COMPARATIVA DOS LIXIVIADOS DOS ATERROS SANITÁRIOS ESTUDADOS A PARTIR DE DADOS SECUNDÁRIOS, APRESENTADAS EM GRÁFICOS DE <i>BOX-WHISKER</i>	136
FIGURA 5.12- PERCENTUAL DE VIOLAÇÕES, DOS DADOS SECUNDÁRIOS, PARA ALGUNS PARÂMETROS, EM RELAÇÃO AOS PADRÕES DE LANÇAMENTO FIXADOS PELA DN CONJUNTA COPAM/CERH Nº 01/2008.....	137

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1- FASES DOS ATERROS SANITÁRIOS.....	16
TABELA 3.2 - RELAÇÃO ENTRE AS CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO E BIOGÁS, SEGUNDO AS FASES DE ESTABILIZAÇÃO BIOLÓGICA DO ATERRO.....	19
TABELA 3.3- CARACTERÍSTICAS MAIS PROVÁVEIS DO LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS BRASILEIROS.....	21
TABELA 3.4- GRUPOS DE COMPOSTOS ORGÂNICOS.	22
TABELA 3.5- PRINCIPAIS PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS COMUMENTE EMPREGADOS	28
TABELA 3.6- PRINCIPAIS PROCESSOS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS COMUMENTE EMPREGADOS	29
TABELA 3.7- VANTAGENS E DESVANTAGENS DA RECIRCULAÇÃO DE LIXIVIADO.....	29
TABELA 3.8- VANTAGENS E DESVANTAGENS DO TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO COM ESGOTO SANITÁRIO.....	31
TABELA 3.9- CARACTERÍSTICAS PRINCIPAIS DE ALGUNS TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS TRATANDO LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	33
TABELA 3.10- ACEPTORES DE ELÉTRONS TÍPICOS DAS REAÇÕES DE CATABOLISMO ENVOLVIDAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES, EM ORDEM DECRESCENTE DE LIBERAÇÃO DE ENERGIA.....	35
TABELA 3.11- TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA EM REATORES UASB EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA DO EFLUENTE A SER TRATADO.....	41
TABELA 3.12- VELOCIDADES ASCENSIONAIS RECOMENDADAS PARA REATORES UASB.....	42
TABELA 3.13 - EXPERIÊNCIAS DE REATORES UASB TRATANDO LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS.....	44
TABELA 3.14 - VALORES DE $K (D^{-1})$ PARA ESGOTOS SANITÁRIOS E LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS RETRATADOS NA LITERATURA.....	54
TABELA 3.15 – TAXAS DE APLICAÇÃO VOLUMÉTRICA PARA LAGOAS ANAERÓBIAS TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO, EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA	57
TABELA 3.16 – EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DBO PARA LAGOAS ANAERÓBIAS TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO, EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA.....	58
TABELA 3.17 – EXPERIÊNCIAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS.....	60
TABELA 3.18 – PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES, SEGUNDO DN CONJUNTA COPAM/CERH N° 01/2008.....	64
TABELA 4.1 – IDENTIFICAÇÃO ATERROS SANITÁRIOS POR IDADE DE ATERRAMENTO E DISTÂNCIA	68
TABELA 4.2 – RELAÇÃO DE PARÂMETROS, PONTOS E N° DE AMOSTRAGEM.....	70
TABELA 4.3 – DESCRIÇÃO DOS PONTOS E DATAS DE COLETA DAS AMOSTRAS.....	72
TABELA 5.1 – PANORAMA DA GESTÃO DOS LIXIVIADOS DOS ATERROS SANITÁRIOS DE MINAS GERAIS – ANO-BASE 2009	79
TABELA 5.2- DADOS SECUNDÁRIOS OBTIDOS.....	82
TABELA 5.3- PARÂMETROS ADOTADOS NOS PROJETOS DAS ETL DOS ATERROS AS2, AS4, AS5, AS8 E AS11.....	84
TABELA 5.4- ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS PRIMÁRIOS OBTIDOS PARA OS LIXIVIADOS PROVENIENTES DOS ATERROS SANITÁRIOS AS 2 E AS 5	87

TABELA 5.5- ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS PRIMÁRIOS OBTIDOS PARA OS LIXIVIADOS PROVENIENTES DOS ATERROS SANITÁRIOS AS 12 E AS 17.....	90
TABELA 5.6- RESULTADOS DOS TESTES KRUSKAL-WALLIS E COMPARAÇÕES MÚLTIPLAS DE CLASSES PARA OS GRUPOS ESTUDADOS (LIXIVIADOS DOS QUATRO ATERROS)	103
TABELA 5.7- VAZÃO E ESTIMATIVA DE ALGUNS PARÂMETROS DE PROJETO/OPERACIONAIS DA ETL DO AS2.....	114
TABELA 5.8- ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS SECUNDÁRIOS OBTIDOS	132
}	

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

A1	Aterro Sanitário 1
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	<i>American Public Helth Association</i>
CAG	Carvão Ativado Granulado
CETEC	Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais
CHV	Carga Hidráulica Volumétrica
COV	Carga Orgânica Volumétrica
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DCP	Declaração de Carga Poluidora
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
ETL	Estações de Tratamento de Lixiviados
EU	União Européia
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente
<i>H</i>	Estatística do teste de Kruskal-Wallis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
L_s	Taxa de Aplicação Superficial
L_v	Taxa de Aplicação Volumétrica
MBR	Bioreator de Membrana (<i>membrane bioreactor system</i>)
PERSU I	Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos I
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

RSU	Resíduos sólidos urbanos
S	Concentração de DBO Solúvel Efluente
SISEMA	Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais
TDH	Tempos de Detenção Hidráulica
TRS	Tempos de Retenção De Sólidos
UASB	Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente (<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>)
UTC	Usinas de Triagem e Compostagem

1 INTRODUÇÃO

A gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em diversos países do mundo, principalmente naqueles altamente industrializados, tem registrado avanços. Práticas que privilegiam outras etapas da hierarquia do gerenciamento dos RSU vem sendo utilizadas em detrimento da disposição final em aterros, tais como: a minimização da geração de resíduos, de recuperação e reintrodução de materiais recicláveis na cadeia produtiva, tratamento e aproveitamento energéticos de rejeitos. Sob essa ótica, em vários países, os aterros sanitários já são vistos como um passivo ambiental, constituindo-se como uma prática a ser evitada.

Dados do Eurostat (2010), banco de dados estatísticos oficial da União Européia, informam que menos de 1% dos RSU gerenciados na Suíça, Alemanha, Áustria e Holanda são encaminhados para aterro sanitários. Nesses países os níveis de reciclagem alcançam elevados valores, acima de 50% (incluindo a compostagem), e a incineração e/ou recuperação energética também apresentam papel relevante. No Japão, a disposição dos RSU em aterros sanitários, somam menos de 30% dos resíduos gerados em 2000, registrando altas taxas de incineração, ao longo de décadas, devido à escassez de terra nesse país. (TANAKA, N.; TOJO, Y.; MATSUTO, T, 2005).

No entanto, os aterros sanitários ainda se configuram como a opção mais empregada para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU), em diversos países. Brunner e Fellner (2007) destacam que a disposição final em aterros sanitários ainda é a prática mais utilizada, para muitos países em desenvolvimento, onde a população não está disposta a pagar mais do que 10 euros por pessoa/ano, para a coleta, tratamento e disposição final dos RSU.

Além disso, identificam-se países altamente industrializados, onde a dependência em relação aos aterros sanitários de RSU ainda é forte. Os Estado Unidos da América são um exemplo desse cenário, onde cerca de 54%, dos RSU são encaminhados para aterros sanitários, enquanto 34% são recuperados pela reciclagem/compostagem, e 12% passam por algum tipo de tratamento com recuperação energética (USEPA, 2010). Na União Européia, países como Grécia, Finlândia e Reino Unido, ainda são fortemente dependentes dos aterros sanitários para disposição dos RSU (LANER, D., CREST, M., SCHARFF, H., MORRIS, J.W.F., BARLAZ, M.A, 2012).

No cenário brasileiro, o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) se configura como um grande desafio aos gestores municipais, e muitos ainda se deparam com a disposição inadequada em lixões e aterros controlados. A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008 – PNSB, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. – IBGE (IBGE, 2010), constatou que o número de municípios que dispõem seus RSU em lixões (vazadouros a céu aberto) ainda somavam, em 2008, 50,8% dos 5.564 municípios brasileiros. E ainda, 27,7 % dos municípios encaminhavam os RSU para aterros sanitários e outros 22,5 % encaminhavam para aterros controlados.

No Estado de Minas Gerais, de acordo com os dados publicados pela Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM, para o ano de 2010 (FEAM, 2011), e apresentados na Figura 1.1, 36,5%, dos 853 municípios mineiros ainda realizavam a disposição dos RSU em lixões, 34 %, em aterros controlados, 8% em aterros sanitários, 15% tratavam seus resíduos em Usinas de Triagem e Compostagem – UTC, os demais encaminhavam seus RSU para fora do Estado ou não puderam ser classificados.

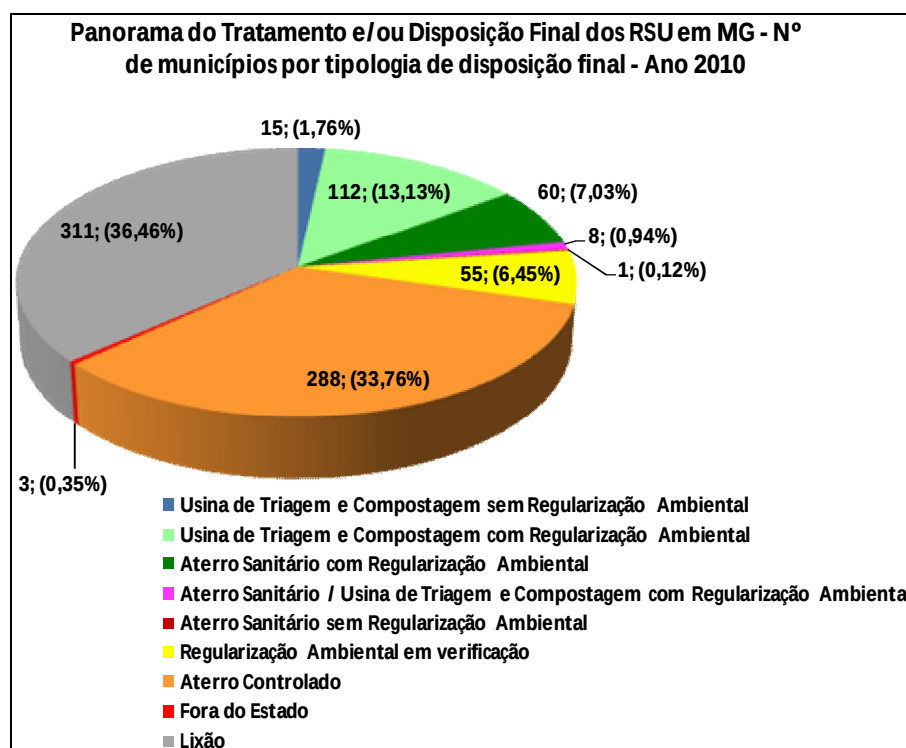


FIGURA 1.1 – Panorama do tratamento/disposição final dos RSU em Minas Gerais, em termos de número de municípios, anos base 2010.

Fonte: FEAM, 2011.

Quando os RSU não são dispostos em aterros sanitários, com a devida implantação de sistemas de impermeabilização do solo, coleta do lixiviado e de gases, mas sim em lixões, desprovidos desses sistemas de proteção, o lixiviado pode percolar a massa de resíduos, gerando aspectos ambientais, tais como: a emissão de gases, material particulado e geração de lixiviados. Esses aspectos podem desencadear impactos, a saber: poluição do ar, contaminação do solo, contaminação das águas subterrâneas e das águas superficiais, bem como impacto sobre toda a biota associada a esses compartimentos ambientais. Nesse sentido, a adoção de sistemas de coleta e tratamento dos lixiviados e dos gases gerados é fundamental para garantir a proteção ambiental e a proteção à saúde humana.

Os aterros sanitários começaram a ser empregados no Brasil apenas em meados da década de 70, como evidenciam os dados históricos da PNSB (2008). Anteriormente a essa data, a disposição final contava apenas com lixões e aterros controlados. Inicialmente infiltrado no solo, quando relativos à disposição em lixões, o lixiviado, quando proveniente de aterros sanitários impermeabilizados, passa a ser coletado por estruturas específicas, que viabilizam seu tratamento antes de seu lançamento final. Como bem ressalta Souto (2009), os lixões não dispunham de estruturas impermeabilizantes para evitar a infiltração do lixiviado no solo, nem mesmo, de estruturas de coleta desse líquido. Desse modo o tratamento do lixiviado não era contemplado. Por esse motivo, pode-se dizer que o tratamento de lixiviados de aterros sanitários passa a ser um tema novo no Brasil.

O início da participação brasileira no estudo do lixiviado, de acordo com Lima (1988) *apud* Gomes (2009), deu-se no início dos anos 70 com o trabalho de Oliveira (1971), que descreveu os mecanismos básicos envolvidos na decomposição dos resíduos depositados nos aterros sanitários, que atribuem o elevado potencial poluidor a essa tipologia de empreendimento. Nessa época, as características observadas nos lixiviados de aterros sanitários diziam respeito à elevada concentração de matéria orgânica, presença de amônia e metais pesados, típicas de lixiviados provenientes de aterros novos. Mesmo no início da aplicação dos aterros sanitários no Brasil, o tratamento do lixiviado raramente era contemplado em projeto.

Com o passar dos anos, as dificuldades operacionais dos sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários estão sendo fortemente relatadas. Conforme registra Ferreira (2009), tais dificuldades operacionais podem estar associadas à seleção de tecnologias inadequadas às características desse efluente, ou ao dimensionamento equivocado do sistema. Ambas as

dificuldades estão relacionadas ao fato dos projetistas desconhecerem as características dos lixiviados brasileiros e o modo como as tecnologias se adéquam a esse efluente.

Segundo Ferreira (2009), os critérios de projeto adotados para os sistemas de tratamento de lixiviados têm sido os mesmos para o tratamento dos esgotos sanitários, implicando insucessos no desempenho desses sistemas. Esse fato reflete uma antiga tendência dos projetistas em todo mundo a adotarem, para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário, os mesmos critérios e tecnologias adotadas para o tratamento dos esgotos sanitários. No entanto, essa prática já vem sendo abandonada nos países desenvolvidos, devido às características distintas dos lixiviados de aterros sanitários em relação aos esgotos sanitários.

A literatura internacional relata a necessidade de complementação dos tratamentos biológicos por processos físico-químicos para o tratamento de lixiviados, devido ao decréscimo da biodegradabilidade desse efluente ao longo dos anos.

No Brasil o tratamento de lixiviados exclusivamente pela via biológica é uma realidade. Uma prova disso reside no fato de que, dentre os 32 aterros sanitários que operavam em Minas Gerais, em 2009, seis desses aterros, encaminhavam o lixiviado para tratamento em ETE municipal, que dispõem de sistema de tratamento biológico. Os demais contavam com sistemas de tratamento próprios, todos eles exclusivamente biológicos, utilizando, na maior parte dos casos, lagoas de estabilização em seus sistemas. Cabe ressaltar que esses sistemas são aceitos pelo órgão ambiental do Estado mineiro, estando todos regularizados ambientalmente, ou seja todos possuem Licença de Operação (LO) ou Autorização Ambiental de Funcionamento (AAF).

Em um aparente contrassenso a essa realidade, os diplomas legais brasileiros, referentes ao tratamento de efluentes e à qualidade das águas superficiais e subterrâneas, reportam-se a níveis de exigências considerados elevados, tendo tido como base os parâmetros internacionais de países desenvolvidos. Muitas vezes tais diplomas legais não consideram o nível de desenvolvimento vigente no Brasil, nem as peculiaridades regionais, socioeconômicas e culturais. Diante do exposto, percebe-se uma aparente divergência entre os sistemas adotados no Brasil e aceitos pelos órgãos ambientais para o tratamento de lixiviados, e as exigências legais da área ambiental.

Percebe-se uma lacuna na literatura nacional em relação ao desempenho obtido pelas tecnologias empregadas para o tratamento dos lixiviados dos aterros sanitários existentes no Brasil.

Nesse sentido, o presente trabalho busca contribuir para o preenchimento da lacuna existente, referente aos sistemas de tratamento de lixiviados empregados em Minas Gerais, em especial sistemas de lagoas de estabilização, em relação ao desempenho obtido, em termos de eficiência de remoção alcançada, e ao atendimento aos padrões de lançamento exigidos pelos diplomas legais brasileiros.

Com esse intuito, a presente pesquisa estudou o desempenho das estações de tratamento de lixiviados de 18 aterros sanitários instalados em Minas Gerais, bem como procedeu-se à caracterização convencional desses lixiviados. Para tanto, foram utilizados dados primários e secundários. Os dados secundários foram coletados a partir dos relatórios de automonitoramento contido nos processos de licenciamento ambiental praticados na esfera estadual (Minas Gerais), dos aterros sanitários estudados. Já os dados primários foram gerados a partir de ensaios físico-químicos e biológicos dos lixiviados bruto e tratado, de quatro aterros sanitários estudados, ao longo de nove meses.

Ao final da pesquisa, pretende-se verificar a seguinte hipótese: *os processos biológicos de tratamento de lixiviados empregados nos aterros sanitários estudados não são eficientes na remoção de seus poluentes, apresentando muitas violações às exigências dos diplomas legais aplicáveis e não se mostraram robustos à variação da qualidade do lixiviado ao longo do tempo.*

A pesquisa foi realizada a partir de uma parceria, entre a Fundação Estadual do Meio Ambiente e o Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Avaliar o desempenho, quanto à remoção de poluentes de sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários, compostos por lagoas de estabilização, em Minas Gerais.

2.2 *Objetivos específicos*

- Realizar o diagnóstico da gestão e tratamento dos lixiviados dos aterros sanitários operantes em Minas Gerais.
- Estudar as características dos lixiviados de alguns aterros sanitários em operação em Minas Gerais, a partir de dados secundários e caracterizar os lixiviados de quatro desses aterros sanitários, a partir de dados primários.
- Avaliar o desempenho individual dos sistemas de tratamento de lixiviados empregados nos aterros sanitários estudados, em relação ao atendimento à legislação ambiental relativa aos padrões de lançamento do efluente tratado.
- Realizar estudo comparativo do desempenho dos sistemas de tratamento analisados.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Disposição final dos resíduos sólidos urbanos

3.1.1 Cenário internacional

Conforme explicitado anteriormente, os aterros sanitários, apesar de já serem entendidos como um passivo ambiental a ser evitado e já apresentarem forte diminuição em alguns países desenvolvidos, são fortemente empregados no gerenciamento dos RSU. A Figura 3.1 ilustra esse cenário, resumindo as formas de disposição final de RSU em alguns países da Europa, EUA e Japão. Observa-se, que em 2009, cerca de 38,7% dos RSU dos países integrantes da União Europeia – EU – foram depositados em aterro, ao passo que, cerca de 39,5% foram recuperados pela reciclagem e 21,7% foram incinerados (EUROSTAT, 2007).

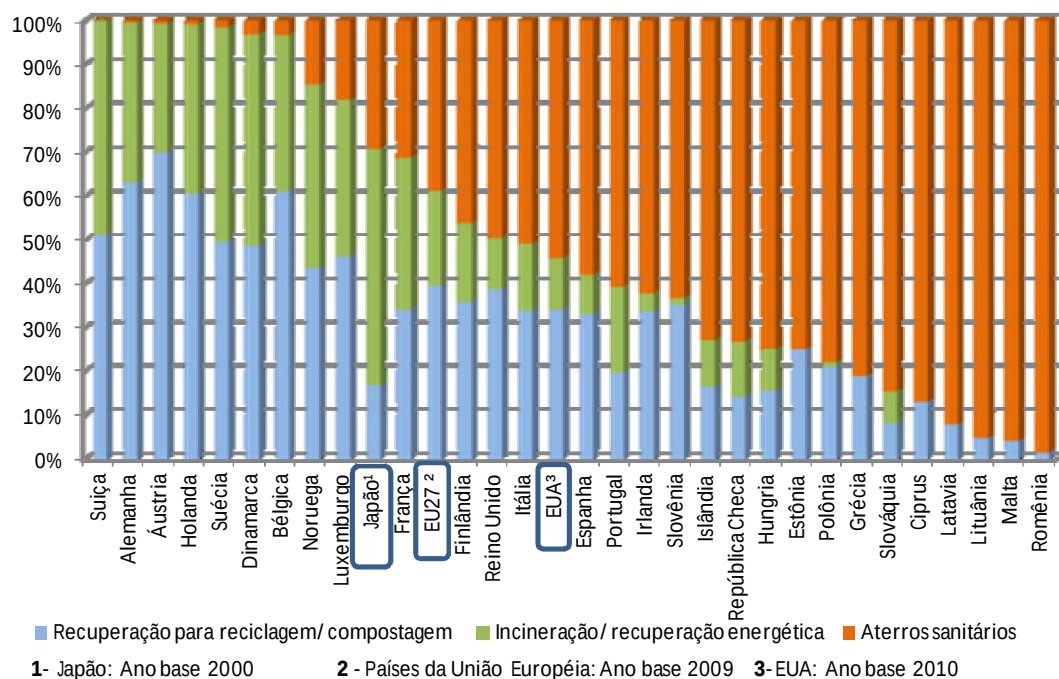


FIGURA 3.1 – Destinação dos RSU em alguns países, em termos percentuais
Fonte: Adaptado de TANAKA, et al, 2005; EUROSTAT, 2010; USEPA, 2010.

Ainda analisando a Figura 3.1, identificam-se vários países da União Europeia com forte dependência em relação aos aterros sanitários, possuindo assim, um longo caminho a percorrerem para atingir as metas estabelecidas na Diretiva 99/31/CE, legislação ambiental da comunidade europeia referente à “Disposição de Resíduos em Aterros”. Para exemplificar essa situação, em 2009, os percentuais de RSU destinados a aterros sanitários sem prévio

tratamento somavam: 81,2% na Grécia; 49,7% no Reino Unido; e 46% na Finlândia (EUROSAT, 2010). Nesse mesmo cenário, percebe-se que, em 2010, os Estados Unidos ainda possuíam 54,2% de seus RSU dispostos em aterros sanitários e 34% recuperados pela reciclagem.

Uma análise da Figura 3.2 permite verificar que houve uma forte diminuição da disposição dos RSU em aterros sanitários entre 1960 e 2000, quando o percentual caiu de 94% para 54%, em 2010, com a maior redução tendo ocorrido até a década de 90, seguida pelo ano 2000. A partir dos anos 2000, percebe-se uma dificuldade em se reduzir a disposição em aterros. O mesmo ocorre para o aumento dos percentuais recuperados pela reciclagem, que após forte aumento registrado até o ano 2000, encontra dificuldades para manter o acelerado crescimento.

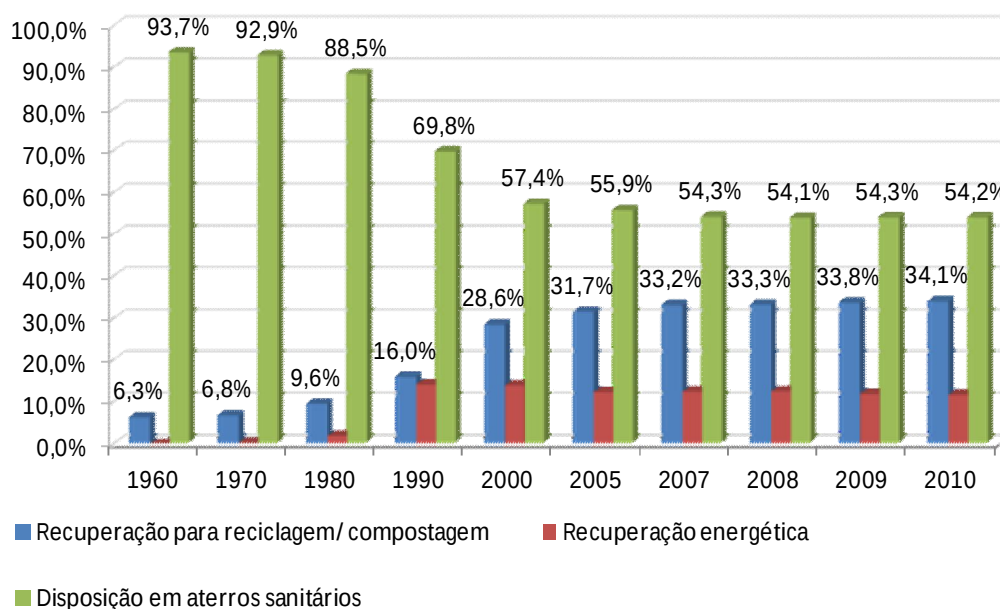


FIGURA 3.2 – Evolução da destinação dos RSU nos EUA no período 1960 a 2010.

Fonte: Adaptado de USEPA, 2010.

Já a Figura 3.3 apresenta a evolução da destinação dos RSU na Europa, entre os anos 1995 a 2009. Pode-se inferir que a forte queda relativa à disposição dos RSU em aterros sanitário, deve ter ocorrido antes de 1995, quando esse percentual já alcançava o valor de 68%. No entanto, no período apresentado na Figura, percebe-se uma constante queda nos percentuais de disposição de RSU em aterros sanitários, acompanhada pelo concomitante aumento dos percentuais de recuperação para reciclagem/compostagem, e uma permanência nos valores para incineração. É interessante destacar que em 2008 os percentuais da disposição em aterros

e de recuperação para reciclagem, pela primeira vez, equipararam-se, sendo que em 2009 o percentual de recuperação para reciclagem ultrapassou a disposição em aterro.

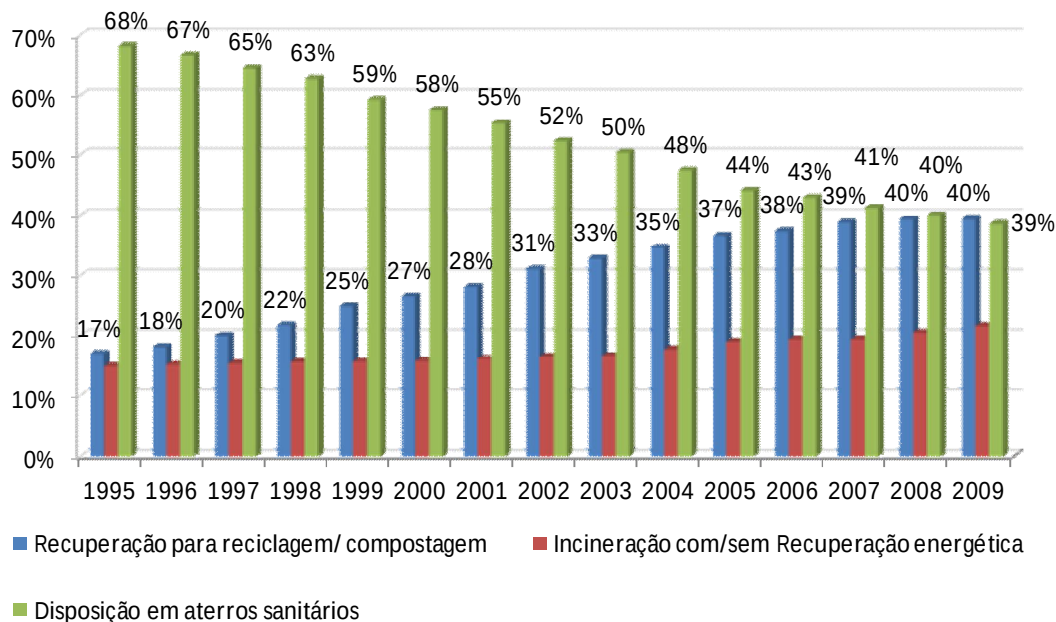


FIGURA 3.3 – Evolução da destinação dos RSU na UE27 no período 1995 a 2009.
Fonte: Adaptado de EUROSTAT, 2010.

Essa análise apresentada anteriormente para os cenários dos EUA e Europa, permite verificar que a tendência em se buscar outras formas de tratamento/destinação dos RSU, em alternativa à disposição em aterros, é clara. No entanto, verifica-se que ainda existem grandes dificuldades para vários países atingirem essa perspectiva.

É interessante observar os dados identificados para Portugal. Segundo Santos (2008), o Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos I (PERSU I) foi definido em Portugal, inicialmente para o período de 1997 a 2006, em decorrência da aplicação da Diretiva Europeia nº 75/442/CE, e gerou profundas mudanças na gestão dos RSU no cenário desse país. Esse Plano definiu metas para curto e médio prazo, 2000 e 2005, respectivamente. Em 1995, predominava a disposição final dos RSU em lixões (“lixeiros”) e aterros controlados (“vazadouros controlados”) somando 73%, em detrimento das práticas de compostagem e reciclagem, 13%, e da disposição em aterros sanitários, 14% (INR, 2007 *apud* SANTOS, 2008). Conforme pontua Santos (2008), em 1996 a gestão de resíduos em Portugal assentava na gestão municipal direta, que se traduzia em 275 entidades gestoras, número correspondente aos municípios existentes. O autor destaca que o baixo desempenho dessas entidades gestoras,

estava relacionado à falta de recursos técnicos e financeiros, atingindo, fundamentalmente, a coleta e disposição não controlada dos RSU, existindo 341 lixões, 5 unidades de valorização orgânica e 13 aterros.

A partir de 1997, com a aplicação do PERSU observou-se um salto considerável na gestão dos RSU em Portugal, de acordo com SANTOS, 2007. A consequência da aplicação do plano foi a finalização, já em 2002, dos 341 lixões identificados em 1995, a existência de 34 aterros sanitários, 8 unidades de valorização orgânica (das quais 2 destinadas a resíduos verdes) e 2 unidades de incineração. A Figura 3.4 resume a evolução da destinação dos RSU em Portugal no período compreendido entre 1995 e 2005.

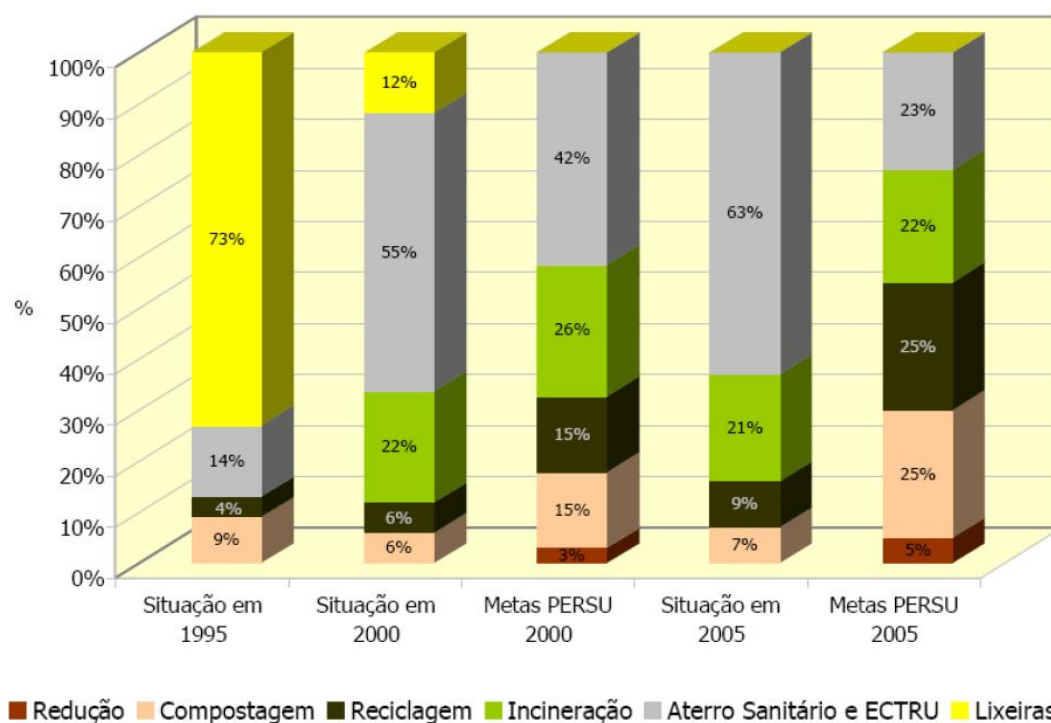


FIGURA 3.4 – Evolução da destinação dos RSU em Portugal no período 1995 a 2005.
Fonte: Adaptado de Santos (2008).

3.1.2 Cenário nacional

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008 – PNSB 2008, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (IBGE, 2010) – constatou uma redução significativa no número de municípios que dispõem seus RSU em lixões (vazadouros a céu

aberto), passando de 88,2%, em 1989, para 50,8% em 2008, como pode-se observar na Figura 3.5 . Apesar dos avanços registrados pela Pesquisa, no ano 2008, ainda registravam-se 50,8%, dos 5.564 municípios brasileiros dispondo seus RSU em lixões, 27,7 % em aterros sanitários e outros 22,5 % encaminhavam para aterros controlados. Percebe-se que a redução do número de lixões foi acompanhada por um acentuado aumento dos aterros sanitários, passando de 1,1% do número de municípios brasileiros, em 1989, para 27,7 %, em 2008.

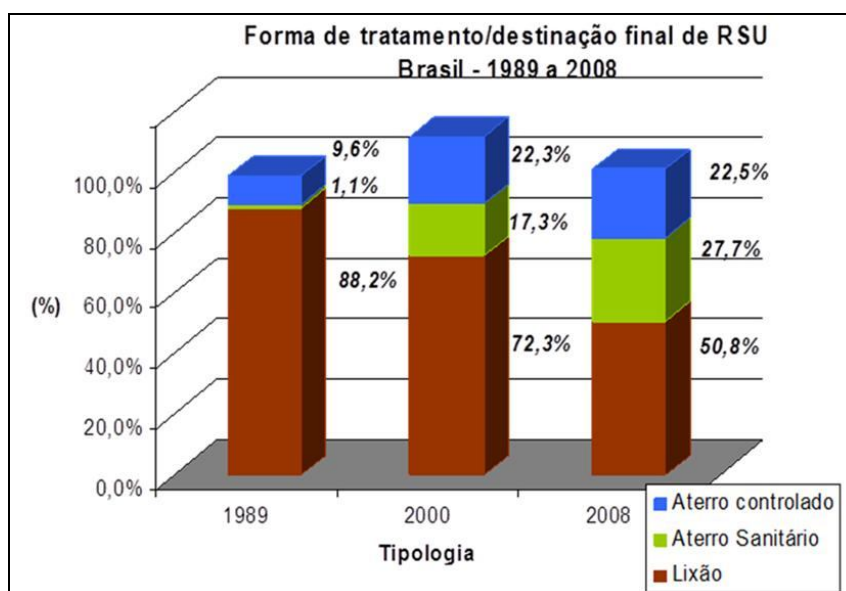


FIGURA 3.5 – Panorama brasileiro do tratamento/disposição final dos RSU, em termos de número de municípios, anos base 1989 e 2008.

Fonte: IBGE, 2010.

Ainda segundo a PNSB 2008, apenas 18,36% dos municípios brasileiros adotavam outra forma de disposição final adequada dos RSU, alternativa aos aterros sanitários, dentre elas: 15,34% com disposição final em unidades de triagem e/ou compostagem, 0,61% em unidades de tratamento por incineração e os demais foram classificados como “outros”. Cabe ressaltar, que mesmo as unidades de triagem e/ou compostagem necessitam de um aterro sanitário para disposição de seu rejeito.

3.2 O emprego dos Aterros Sanitários

As primeiras iniciativas relativas ao manejo dos RSU são relatadas ainda na história antiga, nos impérios Grego e Romano (McBEAN, E.F. ROVERS e G. FARQUHAR, 1995) e diziam respeito à responsabilidade pelo armazenamento correto dos resíduos, tendo como forma de destino final, o aterramento direto no solo.

Já é na idade moderna que ocorre o reconhecimento do potencial de contaminação dos resíduos e de seus potenciais impactos sobre o meio ambiente e a saúde humana. Apenas no início do século XX, no Reino Unido e nos EUA, que começam a ser identificadas técnicas de engenharia no aterramento dos resíduos. (McBEAN, E.F. ROVERS e G. FARQUHAR, 1995).

Quando a gestão dos resíduos sólidos começou a ser tema importante na agenda dos gestores públicos na sociedade moderna, com o intuito de se minimizar seus impactos sobre a saúde pública e o meio ambiente, os aterros sanitários se apresentavam como a tecnologia predominante para a disposição dos RSU.

Após um longo caminho percorrido desde o início dessa preocupação, de meados da década de 20 até a atualidade, os modernos conceitos de gestão de RSU passam a adotar soluções integradas de valorização, tratamento e confinamento técnico, sempre com vista à minimização da deposição dos RSU em aterro (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002; BILITEWSKI *et al.*, 1997). Nesse contexto, os aterros sanitários se apresentam diferentemente de outrora, deixando de ser a forma principal de disposição de RSU, assumindo, cada vez mais, o caráter de tecnologia de “fim de tubo”. Ainda assim, quaisquer que sejam as alternativas de tratamento e valorização de resíduos, a deposição de RSU em aterro sanitário ainda continuará sendo uma prática essencial num sistema de gestão integrada de resíduos, ou como destino final dos rejeitos produzidos nos processos de tratamento, ou mesmo como opção única de tratamento (LEVY E SANTANA, 2006; RUSSO, 2005).

3.3 *Processo de degradação biológica de RSU em aterros sanitários e a formação do lixiviado*

3.3.1 Definição de lixiviado de aterro sanitário

No presente trabalho será adotado a seguinte definição para o termo *lixiviado de aterro sanitário*: o líquido formado pela soma da água que infiltra no aterro sanitário e percola a massa de resíduos (SOUTO, 2009) à água de constituição dos materiais que compõem essa massa e ao líquido proveniente da degradação da matéria orgânica presente nos resíduos. Esses líquidos ao percorrerem a massa de RSU ainda extraem materiais suspensos e dissolvidos.

3.3.2 Processo de geração de lixiviado

A geração do lixiviado de aterro sanitário tem início no acúmulo desse líquido na massa de resíduos, até que a capacidade de campo do material aterrado seja alcançada. A capacidade de campo é definida como a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem produzir percolação (EL-FADEL *et al.*, 2002). Uma vez que a capacidade de campo é atingida, variações na geração de lixiviado ocorrem sazonalmente, devido à variação das taxas de infiltração/percolação em resposta aos fenômenos climatológicos (McBEAN, E.F. ROVERS e G. FARQUHAR, 1995). Essas variações sazonais também influenciam a variação da composição físico-química e biológica do lixiviado ao longo do tempo. Estudos realizados em países de clima temperado relatam que a capacidade de campo geralmente é atingida após um a dois anos de operação (McBEAN, E.F. ROVERS e G. FARQUHAR, 1995). No entanto, a realidade distinta tanto das condições climáticas, quanto da composição dos RSU brasileiros, evidenciam que essa capacidade de campo é alcançada bem antes desse período.

É importante também definir os termos, “lixiviado novo” e “lixiviado velho”. A variação das características do lixiviado implica tratamentos distintos para essas duas categorias. Devido à ocorrência de superposição de fases dentro de um aterro sanitário, conforme já mencionado em item anterior, não se podem associar tais termos estritamente à idade do aterro, mas sim às características da fase ácida e da fase metanogênica.

Mais uma vez, a literatura internacional de países de clima temperado relata um comportamento distinto da realidade brasileira no que diz respeito à transição do “lixiviado novo” para o “lixiviado velho”. El-Fadel (2002) e McBean, Rovers e Farquhar (1995), dentre outros autores, relatam que essa transição ocorre entre quatro a cinco anos. Já para as condições brasileiras, Souto e Povinelli (2007) indicam que essa transição pode ocorrer de um a dois anos. Essa distinção para as condições brasileiras é de fundamental importância para o tratamento do lixiviado, tendo em vista a maior biodegradabilidade dos lixiviados novos, frente à recalcitrância encontrada nos lixiviados velhos.

3.3.3 Fatores intervenientes na degradação biológica dos RSU e geração dos lixiviados

A composição do lixiviado varia de forma significativa ao longo do tempo podendo se destacar, de forma resumida, como principais fatores que afetam essa composição, os seguintes: composição do RSU, idade de aterramento, forma de operação do aterro sanitário,

clima, condições hidrogeológicas do terreno, e condições químicas e biológicas do aterro (McBEAN, E.F. ROVERS e G. FARQUHAR, 1995), conforme ilustrado na Figura 3.6. Dentre essas condições químicas e biológicas que podem afetar a degradação dos RSU, destacam-se: temperatura, oxigênio, pH/alcalinidade, presença de sulfatos, nutrientes, toxinas e teor de umidade (WARITH e SHARMA, 1998).

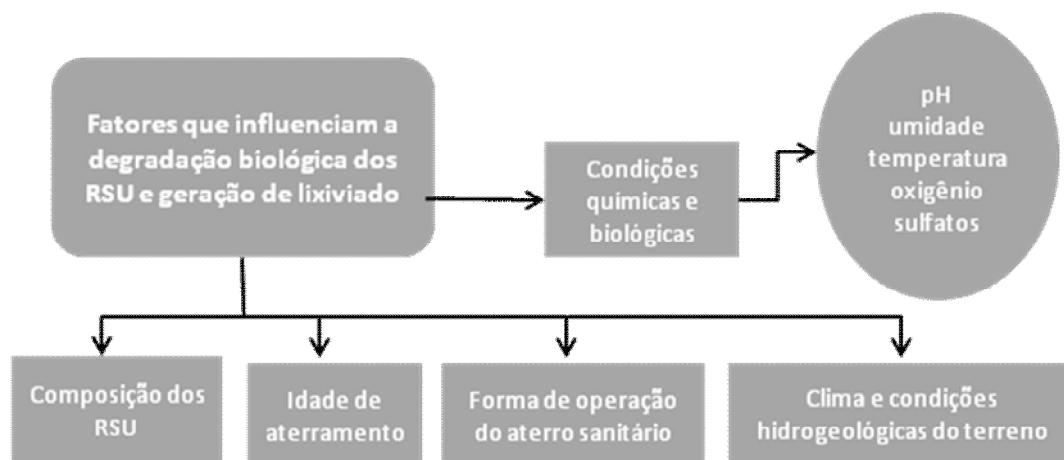


Figura 3.6- Fatores que influenciam a degradação biológica dos RSU e geração de lixiviados.

Na sequência são descritos alguns fatores que influenciam a degradação biológica dos RSU.

Composição dos RSU: o percentual de matéria orgânica presente na composição dos RSU interfere positivamente na geração de lixiviado e gases, dependendo do grau de sua biodegradabilidade. No entanto, nem toda matéria orgânica presente é biodegradável, existindo materiais considerados como não biodegradáveis, dificilmente biodegradáveis e facilmente biodegradáveis. Outro aspecto importante da composição dos RSU refere-se à toxicidade dos resíduos que pode afetar a biota envolvida na decomposição.

Idade de aterramento: conforme já relatado anteriormente, diversos autores já evidenciaram a influência da idade de aterramento sobre as características do lixiviado.

Forma de operação do aterro sanitário: o grau de compactação dos resíduos aterrados, a geometria e declividade do aterro, bem como o tipo de material de cobertura utilizado tanto nas camadas intermediárias quanto final, interferem na geração de lixiviados.

Clima: as condições climáticas a que a área do aterro está submetida, interfere diretamente na geração de lixiviado. O fator limitante na vazão do lixiviado é o volume de águas pluviais infiltradas (GOMES,2009). Nesse sentido, tanto a precipitação pluviométrica, quanto a taxa de insolação e evaporação, relacionam-se com a geração de lixiviado. Cabe ressaltar, que o índice pluviométrico incidente sobre o aterro deve ser sempre analisado juntamente com os parâmetros, insolação e evaporação.

Condições hidrogeológicas do terreno: É importante observar as características do material empregado, tanto nas camadas intermediárias e final de cobertura, quanto na impermeabilização do terreno, ou proteção dos materiais sintéticos empregados para esse fim. Tais características podem ser conhecidas por meio do estudo sobre a hidrogeologia do terreno que deu origem ao material a ser empregado, com o intuito de se conhecer, dentre outros aspectos, as condições específicas de condutividade hidráulica do meio.

3.3.4 Fases ocorridas no interior dos aterros sanitários

A água de infiltração, juntamente com a água de constituição dos materiais dispostos nos aterros sanitários, percolam o maciço de resíduos, provocando numerosas reações físico-químicas e biológicas (McBEAN, E.F. ROVERS e G. FARQUHAR, 1995). Como resultados dessas combinações complexas de reações têm-se: *a dissolução dos elementos minerais presentes; o transporte de partículas finas e do material solúvel pela água de percolação e, principalmente, a conversão biológica da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas* (CASTILHOS JUNIOR, A.B. , 2006), formando o lixiviado de aterro sanitário.

Os processos que ocorrem no interior dos aterros sanitários podem ser divididos em fases, em função dos resultados das reações ocorridas. É importante um estudo sobre essas fases, uma vez que o lixiviado e os gases provenientes da decomposição dos resíduos dispostos no aterro são resultados delas e terão suas características físico-químicas e biológicas, bem como sua taxa de geração (vazão), variando em função da ocorrência de uma ou mais fases simultâneas, que estiverem ocorrendo no interior do maciço de resíduos.

Segundo Souto (2009), as fases dos aterros não devem ser confundidas com as fases de decomposição dos resíduos em aterros sanitários. Essas últimas dizem respeito a cada uma das etapas de conversão de moléculas complexas em substâncias mais simples, enquanto as fases dos aterros estão associadas ao que se observa como saída (lixiviado e gases). Nesse

contexto foram desenvolvidos vários modelos que buscam descrever essas fases, que diferem basicamente, no nível de detalhamento de cada classificação e não conceitualmente (CASTILHOS JUNIOR, A.B. , 2006).

Esses modelos são importantes para se conhecer melhor o lixo a ser tratado e, conseqüentemente, para a escolha mais adequada dos processos de tratamento e seu correto dimensionamento. No entanto, na prática essas fases não ocorrem de formas distintas e bem definidas. Os modelos consideram que o aterro é carregado uma só vez sendo que, na prática, a operação é contínua ao longo de toda a vida útil do aterro. Além disso, na maior parte dos casos as células dos aterros não permanecem isoladas umas das outras, mas sim interligadas.

Outro aspecto a ser considerado, diz respeito às diferentes características dos resíduos aterrados conjuntamente. Conforme pontua Castilhos Júnior (2006), os diferentes graus de biodegradabilidade dos resíduos influenciam diretamente a manutenção de uma ou outra fase da degradação da matéria orgânica.

Sob esse aspecto, pode-se dizer que os modelos estabelecem as fases de forma simplificadas, ressaltando as características principais de cada uma delas. A Tabela 3.1 apresenta os principais modelos relativos às fases dos aterros sanitários desenvolvidos por diversos autores, e retratadas por Souto (2009).

Tabela 3.1- Fases dos aterros sanitários

Autor(es), ano	Descrição das Fases	Observações
Farquar, G.J. e Rovers, F.A, 1973	4 fases: I- Fase aeróbia II-Fase anaeróbia não metanogênica III-Fase anaeróbia metanogênica transiente IV-Fase anaeróbia metanogênica permanente	O modelo não considera a queda da produção do metano devido ao decréscimo da matéria orgânica presente no resíduo e o conseqüente aumento do oxigênio e de outros gases.
	3 fases: I- Fase aeróbia II-Fase acidogênica (anaeróbia e organismos facultativos) III-Fase metanogênica	Divisões mais simples focadas nos aspectos práticos de operação das estações de tratamento de lixiviados (ETL). O modelo não considera os períodos de transição, nem a queda da produção do metano devido ao decréscimo da matéria orgânica presente no resíduo.
Pohland e Harper, 1985	5fases: I- Fase de ajustamento inicial II-Fase de transição III-Fase de formação de ácidos IV-Fase de fermentação metanogênica	Modelo muito utilizado e citado. É baseado na operação de uma única célula, simulando um reator em batelada.No entanto, não considera a simultaneidade de fases que ocorrem na prática, nem a da fase

	V-Fase de maturação final.	metanogênica transiente.
	3 fases:	
Reichert,1999	I-Fase ácida (aterro jovem)	Divisões mais simples focadas nos aspectos práticos de operação das estações de tratamento de lixiviados (ETL)
	II-Fase metanogênica (aterro velho)	
	III-Fase de maturação (aterro estabilizado)	
	Fonte: Adaptado de SOUTO (2009).	

A Figura 3.7 apresenta o modelo de Pohland e Harper (1985) detalhando de forma mais complexa a evolução teórica das fases de um aterro sanitário. Esse modelo será, inicialmente, adotado no presente trabalho. No entanto, como o objeto dessa pesquisa abordará vários aterros com diferentes configurações e condições operacionais, caso necessário, poderá ser adotado, um modelo mais simplificado, proposto por Reichert (1999).

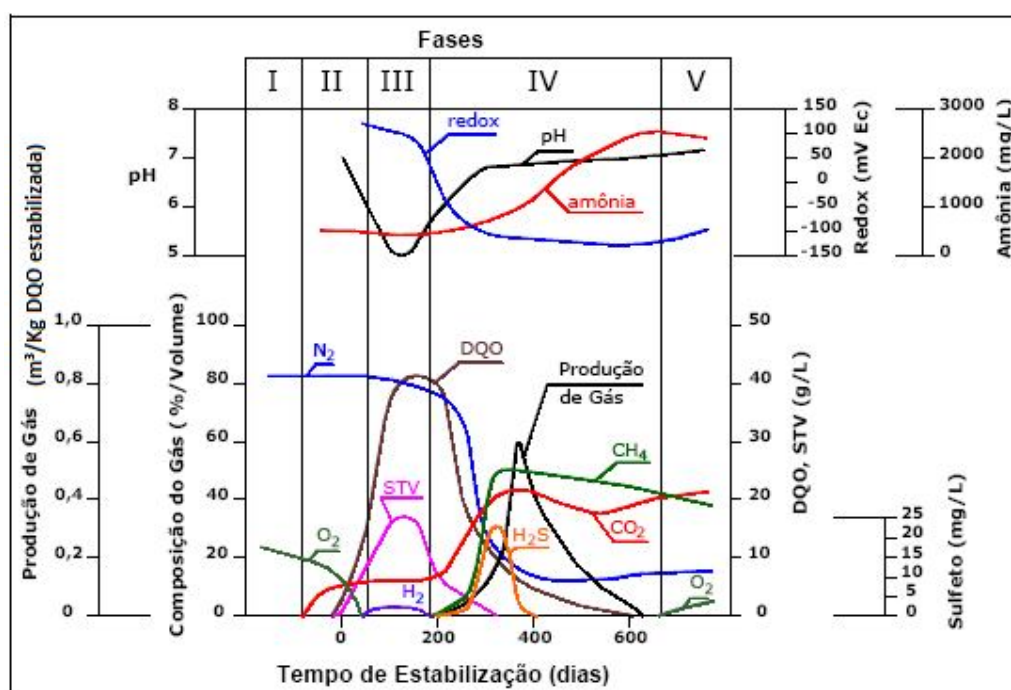


Figura 3.7- Modelo para evolução das fases de um aterro sanitário proposto por Pohland e Harper (1985), adaptado por Tolaymat, Kremer, Carson e Davis-Hoover, 2004.
Fonte: Tolaymat, Kremer, Carson e Davis-Hoover, 2004.

Na sequência são descritas as cinco fases do modelo proposto por Pohland e Harper (1985).

Fase I – Ajustamento inicial. Nesta fase de ajustamento inicial ocorre o carregamento do aterro sanitário, com a disposição dos resíduos, o acúmulo de umidade proveniente da própria umidade dos resíduos dispostos ou pela infiltração da água pluvial. São observadas as primeiras variações nos parâmetros físico-químicos e biológicos, refletindo o princípio do processo de degradação dos resíduos. Durante a deposição, espalhamento e compactação dos resíduos no aterro, há uma certa permanência de oxigênio e umidade na massa aterrada. Nesse

ambiente, a parcela de resíduos biodegradável inicia sua decomposição em ambiente aeróbio. No entanto, como a entrada de oxigênio é limitada, seja pela compactação dos resíduos, seja pelo fechamento da célula com material de baixa permeabilidade, essa fase aeróbia tende a ser relativamente curta, sendo responsável apenas por uma pequena parcela da degradação dos resíduos aterrados. Durante a fase inicial de decomposição aeróbia, tendo o oxigênio como aceptor de elétrons o que envolve elevados valores energéticos, os micro-organismos liberam gás carbônico (CO_2), hidrogênio (H_2), resíduos particulados e grande quantidade de calor, elevando a temperatura ambiente. As elevadas concentrações de CO_2 e as condições de compactação do meio, proporcionam a dissolução desse gás e certa acidez ao ambiente. Devido à predominância da decomposição aeróbia, a geração de gases pode ser baixa.

Fase II – Fase de transição. Essa fase representa a transição do ambiente aeróbio para anaeróbio. Como o oxigênio é consumido na fase inicial, sem sua reposição, o principal aceptor de elétrons deixa de ser o oxigênio, sendo substituído pelos sulfetos e nitratos, e são estabelecidas conduções redutoras (potencial redox negativo). Desse modo, compostos intermediários começam a ser formados, e os ácidos graxos voláteis começam a aparecer no lixiviado, e concentrações de DQO começam a ficar elevadas .

Fase III – Fase de formação de ácidos. A continuidade da hidrólise e fermentação dos resíduos e do próprio lixiviado proporciona a predominância dos ácidos graxos voláteis (POHLAND E HARPER, 1985). Isto porque os produtos solúveis oriundos da fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas, sendo convertidas em diversos compostos mais simples, tais como os ácidos graxos voláteis (maior parte desses compostos), álcoois, ácido láctico, CO_2 , hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio (CHERNICHARO, 1997). Nutrientes como nitrogênio e fósforo são liberados e utilizados no crescimento da biomassa. Com a diminuição do pH ocorre a mobilização e, por vezes, a complexação de espécie metálicas. O lixiviado produzido durante essa fase apresenta grande quantidade de matéria orgânica, com elevadas concentrações de DBO e DQO (FERREIRA, 2009).

Fase IV – Fase de fermentação metanogênica. O produtos intermediários que aparecem na fase III são convertidos a metano e a CO_2 . Com o consumo dos ácidos, o pH deixa de ser controlado pelo efeito tampão dos ácidos voláteis e passa a ser controlado pelo tampão bicarbonato, com elevação do pH. O potencial redox continua a cair, atingindo, nessa fase,

seus valores mais baixos. Nesse ambiente os metais são removidos do lixiviado por complexação e precipitação. Já os nutrientes continuam a ser consumidos. Sulfatos e nitratos são reduzidos a sulfetos e amônia. A carga orgânica diminui drasticamente, ao mesmo tempo que a produção de gás aumenta.

Fase V – Fase de maturação final. Essa fase ocorre quando a matéria orgânica facilmente biodegradável é consumida, seguindo-se, então, uma fase de diminuição da atividade biológica. As concentrações de nutrientes se tornam limitadas para o crescimento da biomassa e a produção de gás praticamente cessa. As condições naturais do meio se restabelecem, e o oxigênio e espécies oxidadas podem lentamente reaparecer, com um correspondente aumento no potencial redox. Os materiais orgânicos lentamente biodegradáveis podem ser degradados, desencadeando a produção de substâncias húmicas, com a possibilidade de complexar, e, assim, novamente mobilizar os metais. Finalmente, o aterro começa a adquirir as características do ambiente natural ao seu redor (POHLAND E HARPER, 1985). Nessa fase, a carga orgânica diminui consideravelmente, e a parcela referente a DQO se torna mais elevada que a DBO, ou seja, a relação DBO/DQO cai para os menores valores registrados ao longo desse processo.

A tabela 3.2 apresenta as faixas de concentração do lixiviado e do biogás, segundo as fases de estabilização biológica do aterro, de acordo com dados encontrados na literatura e reunidos por Pohland e Harper (1985).

Tabela 3.2 - Relação entre as características do lixiviado e biogás, segundo as fases de estabilização biológica do aterro

Parâmetro	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
DBO	480 a 18.000	1.500 a 71.100	580 a 9760	31 a 900
DQO	100 a 10.900	1.000 a 57.700	600 a 3.400	4 a 120
DBO/DQO (adimensional)	0,23 a 0,87	0,4 a 0,8	0,17 a 0,64	0,02 a 0,13
pH (adimensional)	6,7	4,7 a 7,7	6,3 a 8,8	7,1 a 8,8
NTK (nitrogênio Kjeldhal)	180 a 860	14 a 1970	25 a 82	7 a 490
N-NH ₃ (nitrogênio amoniacal)	120 a 125	2 a 1030	6 a 430	6 a 430
P-PO ₄ ³⁻ (íon fosfato)	0,6 a 1,7	0,2 a 120	0,7 a 14	0,2 a 14
Alcalinidade total	200 a 2500	140 a 9650	760 a 5050	200 a 3520
Ácidos Voláteis Totais (mgHAc/L)	100 a 3.000	3000 a 18800	250 a 4000	ausente
Cloretos	30 a 5000	30 a 5000	30 a 5000	30 a 5000
Sulfatos	10 a 458	10 a 3240	ausente	5 a 40
Sólidos Totais	2050 a 2450	4120 a 55300	2090 a	1460 a

Parâmetro	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
			6410	4640
Cádmio	190 a 490 0,001 a	70 a 3900	76 a 490	76 a 254
Chumbo	0,004	0,01 a 1,44	0,01 a 0,1	0,01 a 0,1
Cloreto	30 a 5000	30 a 5000	30 a 5000	30 a 5000
Cobre	0,085 a 0,39	0,005 a 2,2	0,03 a 0,18	0,02 a 0,56
Cromo	0,023 a 0,28	0,06 a 18	0,05	0,05
Ferro	68 a 312	90 a 2200	115 a 336	4 a 20
Magnésio	66 a 96	3 a 1140	81 a 505	81 a 190
Manganês	0,6	0,6 a 41	0,6	0,6
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	0,4 a 6	0,4
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 e Harper, 1985.

Fonte: adaptado de Pohland e Harper, 1985.

Já o modelo mais simplificado, proposto por Reichert (1999), propõe uma divisão em três fases distintas, identificadas na sequência.

- Fase ácida: geração de ácidos graxos voláteis e alta carga orgânica (aterro jovem).
- Fase metanogênica: geração de gás metano, meio levemente alcalino e níveis mais baixos nas concentrações de matéria orgânica do lixiviado (aterro velho).
- Fase de maturação: as emissões diminuem até valores insignificantes (aterro estabilizado).

A ocorrência das fases de degradação variam em decorrência das condições químicas, físicas e microbiológicas do meio, em cada uma das células do aterro. Como exemplifica Pohland e Harper (1985): as condições extremamente ácidas decorrentes da fase de formação de ácidos podem impedir, ou retardar o início da fase metanogênica; a presença de compostos tóxicos pode inibir a ação microbiológica; e ainda, elevados graus de compactação podem restringir o movimento da umidade e dos nutrientes através da massa de resíduos.

3.4 Caracterização de lixiviados de aterros sanitários

3.4.1 Parâmetros de caracterização convencional

Compostos orgânicos e inorgânicos são encontrados nos lixiviados de aterros sanitários podendo-se identificar quatro grupos de poluentes, a saber: **material orgânico dissolvido** (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), **macro componentes inorgânicos** (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), **metais pesados** (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}) e **compostos orgânicos xenobióticos** originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas etc.) (CHRISTENSEN *et al.*, 1994 *apud* KJELDSEN *et al.*, 2002). A Tabela 3.3 traz os intervalos de variação de parâmetros de caracterização convencional de lixiviados de aterros sanitários brasileiros.

Tabela 3.3- Características mais prováveis do lixiviado de aterros sanitários brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP*
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78%
Alcalinidade total (mg de CaCO_3/L)	750 - 11400	750 - 7100	69%
Dureza (mg de CaCO_3/L)	95 - 3100	95 - 2100	81%
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2950 - 25000	2950 - 17660	77%
DBO (mg/L)	< 20 - 30000	< 20 - 8600	75%
DQO (mg/L)	190 - 80000	190 - 22300	83%
Óleos e Graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63%
Fenóis (mg/L de $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58%
NTK (mg/L)	80 - 3100	não há	-
N-amoniaco (mg/L)	0,4 - 3000	0,4 - 1800	72%
N-orgânico (mg/L)	5 - 1200	400 - 1200	80%
N-nitrito (mg/L)	0 - 50	0 - 15	69%
N-nitrato (mg/L)	0 - 11	0 - 3,5	69%
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63%
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78%
Sulfato (mg/L)	0 - 5400	0 - 1800	77%
Cloreto (mg/L)	500 - 5200	500 - 3000	72%
Sólidos totais (mg/L)	3200 - 21900	3200 - 14400	79%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630 - 20000	630 - 5000	60%
Sólidos totais fixos (mg/L)	2100 - 14500	2100 - 8300	74%
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 - 2800	5 - 700	68%
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62%
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67%
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79%
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61%
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71%
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89%
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67%

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP*
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64%
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70%

*FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis. Fonte: Souto e Povinelli (2007)

Matéria orgânica

A matéria orgânica pode ser caracterizada pelas ligações carbono-carbono, e nesse sentido podem ser classificadas em três grupos específicos de compostos orgânicos, apresentados na Tabela 3.4.

Tabela 3.4- Grupos de compostos orgânicos.

Grupo A – ácidos orgânicos voláteis	Grupo B – ácidos fúlvicos	Grupo C – ácidos húmicos
Baixo peso molecular	Peso molecular intermediário	Elevado peso molecular
Exemplos: Ácido acético Ácido propiônico Ácido butírico	Exemplos: Carboidratos, álcoois insaturados, compostos fenólicos, alcenos polinsaturados, aminas polipeptídeos e aminoácidos.	Exemplos: Ácido carboxílico, ácidos graxos polinsaturados, amidas, álcoois, éteres



Fonte: Adaptado de McBean, E.F. Rovers, G. Farquhar (1995); e Calace e Petrônio (2001).

Os ácidos orgânicos voláteis são excelentes indicadores do grau de degradabilidade e do andamento dos processos anaeróbicos, pois estes são gerados na fase acidogênica (aterros jovens) e consumidos na fase metanogênica (AMARAL, 2007).

É importante registrar que a maior parte das análises referentes a caracterização dos lixiviados de aterros sanitários referem-se apenas à determinação da matéria orgânica em forma de DBO e DQO. No entanto, como ressalta Amaral (2007), é importante se conhecer a natureza dessa matéria orgânica quantificada, pois essa fração pode conter substâncias tóxicas que, por vezes, podem atribuir ao lixiviado baixos graus de biodegradabilidade. Análises alternativas à caracterização da natureza da matéria orgânica quantificada vêm sendo adaptadas para as condições específicas dos lixiviados de aterros sanitários, como, por exemplo, a distribuição do peso molecular, avaliação da DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia, e identificação de compostos (LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S, 2009).

3.4.2 Biodegradabilidade de lixiviados de aterros sanitários

As elevadas concentrações de DBO, características dos lixiviados provenientes de aterros jovens, estão associadas à biodegradabilidade desse efluente, o que permite tratamento pela via biológica. No entanto, ao decorrer do tempo, o lixiviado passa a ter sua biodegradabilidade fortemente reduzida, como descrito no item referente às fases de degradação dos RSU, no interior do aterro. Nessa queda da biodegradabilidade, são observados decréscimos na relação DBO/DQO e aumento nas concentrações de amônia e metais pesados, conferindo características recalcitrantes a esse efluente (CHIAN e DeWALLE, 1976 *apud* RENO; GIVAUDAN; POULAIN; DIRASSOUYAN; MOULIN, 2008).

Segundo Othman *et al* (2010), as elevadas concentrações de DQO variam de 100 a 70.900 mg/L, o que confere toxicidade ao efluente. Esses autores ainda ressaltam que o decréscimo da relação DBO/DQO ao longo do tempo pode-se dar rapidamente. Na sequência, são apresentadas faixas propostas por Swana (1997 *apud* El Fadel *et al.* 2002), para diferentes estágios de estabilidade de aterros sanitários, em função da relação DBO/DQO observada nos lixiviados.

- $DBO/DQO > 0,5$ → aterro novo e instável
- $0,1 < DBO/DQO < 0,5$ → aterro moderadamente estável
- $DBO/DQO < 0,1$ → aterro antigo e estável

Entretanto, como ressalta Pohland e Harper (1985), não se pode atribuir uma “idade” específica a um aterro, mas sim uma associação de células de diferentes idades no complexo do aterro sanitário, em processo de degradação. Essas células, na maioria das situações, comunicam-se, permitindo trocas ou influências de uma sobre as outras.

É importante também considerar que com o aumento da idade de aterramento, o lixiviado passa a apresentar elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, há uma forte queda na concentração de DBO, e os nutrientes se tornam escassos (McBEAN, E.F. ROVERS e G. FARQUHAR, 1995). Esses autores ainda relatam que, os ácidos voláteis tendem a diminuir, dando lugar aos ácidos húmicos e fúlvicos, que são, reconhecidamente, uma parcela mais recalcitrante ao tratamento biológico. Essas características implicam a baixa degradabilidade desse lixiviado, por processos estritamente biológicos.

Embora tecidas todas as considerações acerca da avaliação da biodegradabilidade do lixiviado tomando por base os parâmetros DBO e DQO, há que se considerar as limitações desses testes para o tipo de efluente em questão. São indicados testes não convencionais para a caracterização do lixiviado com o intuito de se aprofundar no conhecimento da natureza da biodegradabilidade do lixiviado, que por vezes pode apresentar características tóxicas.

Amaral (2007) realizou estudos para desenvolver ou adaptar métodos analíticos para a caracterização do lixiviado de aterro sanitário empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos orgânicos. Foram trabalhados testes de distribuição de peso molecular, determinação da DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia.

“Os resultados mostraram também que a alta concentração de DQO inerte (aproximadamente 38% a processos aeróbios e 42% a processos anaeróbios) encontrada justifica a baixa biodegradabilidade representada tanto pela baixa relação DBO/DQO quanto pelos baixos valores de biodegradabilidade aeróbia (53%) e anaeróbia (67%) obtidos, e reforça a hipótese de que a parcela da DQO não classificada como proteínas, carboidratos e lipídeos, denominada de “outros” e presente em todas as frações do lixiviado ($x < 1$ kDa, $1 < x < 10$ kDa, $10 < x < 100$ kDa e $x > 100$ kDa) apresenta natureza refratária”. AMARAL, 2007 (CONFERIR FORMA DE CITAÇÃO)

3.5 Tratamento de lixiviados de aterros sanitários

3.5.1 Tecnologias comumente empregadas para tratamento de lixiviado

Até os anos 80 e início dos anos 90, era freqüente a ocorrência de aterros sanitários desprovidos de sistema de coleta, ou quando esses existiam, era muito comum não contemplar o sistema de tratamento desses lixiviados coletados. Essa tendência é destacada no *Guia para rellenos sanitários em países em desarrollo*, publicado em 1994 pela USEPA - United States Environmental Protection Agency (USEPA,1994). Esse guia, ressaltava que a decisão de incluir ou excluir sistemas de coleta e tratamento de lixiviado, em projetos de aterros sanitários era importante, tendo em vista o potencial de contaminação desse líquido para o solo e fontes de abastecimento de água, bem como os elevados custos associados a esses sistemas. E ressalta, ainda, que essa decisão deveria considerar a avaliação do risco associado

à contaminação do solo e águas subterrâneas. À época, foram sugeridas quatro alternativas para o manejo dos lixiviados, seguidas em ordem prioritária, a saber:

- 1ª opção – descarga em sistema de tratamento de esgotos sanitários;
- 2ª opção – evaporação natural ou induzida;
- 3ª opção – recirculação controlada no próprio aterro; e
- 4ª opção – tratamento local.

O guia ainda ressalta que o tratamento local era indicado para o caso de nenhuma das opções iniciais pudesse ser aplicadas, tendo em vista as características muito distintas dos lixiviados, destacando que esse líquido apresenta características diferentes dos esgotos sanitários. Ainda era explicitado que a quantidade e qualidade do lixiviado poderia experimentar variações importantes com a mudança do clima e com a degradação dos resíduos aterrados ao longo do tempo. Assim, percebe-se que já existia, naquela época, o reconhecimento do lixiviado como um efluente de complexa tratabilidade e, por esse motivo, o tratamento local seria a última opção para o manejo dos lixiviados de aterros sanitários em países em desenvolvimento.

De fato o previsto naquele Guia, da USEPA (19--) era a realidade dos aterros sanitários brasileiros, até início dos anos 90. Em Minas Gerais, o maior aterro sanitário do Estado, que atendia a cidade de Belo Horizonte, apesar de contar com sistema de coleta de lixiviado, não dispunha, até 2003, de nenhum tipo de tratamento do lixiviado. Apenas em 2003, o lixiviado passou a ser encaminhado para tratamento combinado com esgoto sanitário, na ETE Arrudas (Estação de Tratamento de Esgotos, Arrudas.). Já o segundo maior aterro do Estado, que atendia ao município de Betim, contava com sistema de coleta e tratamento de lixiviado, composto por lagoa de estabilização, do tipo sistema australiano, e reator anaeróbio de fluxo ascendente, desde sua inauguração em 1996.

Em vários países, as legislações ambientais têm-se tornado mais rígidas em relação ao controle dos poluentes associados aos lixiviados de aterros sanitários. Essas exigências impactam diretamente o planejamento, projeto e operação dos aterros sanitários, o que vem desencadeando a realização de várias pesquisas, relativas a esse tema (OTHMAN *et al*, 2010).

Devido às características específicas dos lixiviados, apresentadas anteriormente, percebe-se que os processos de tratamento a serem adotados deverão suportar as elevadas

concentrações de poluentes e suas variações ao longo do tempo, sem a perda da qualidade do efluente tratado.

Os autores Renou, Givaudan, Poulain, Dirassouyan, Moulin, (2008) categorizam o tratamento de lixiviados em: **convencionais** (a-tratamento combinado com esgoto doméstico; b-biodegradação por processos aeróbios/anaeróbios; c-métodos físico-químicos) e **novos tratamentos** (tecnologia de membranas e processos oxidativos avançados).

Tchobanoglous (1993), Qasim (1994), Bernard (1996), El-Fadel (2002) já evidenciavam as características de toxicidade dos lixiviados, ressaltando as limitações dos tratamentos exclusivamente pela via biológica, e a necessidade de se conjugarem os processos físico-químicos de forma complementar aos processos biológicos para o tratamento de lixiviados recalcitrantes. Tais processos físico-químicos podem ser: adsorção, *air stripping*, filtração por membrana, coagulação/floculação, troca iônica, métodos de oxidação química e eletroquímica, e precipitação química (OTHMAN *et al*, 2010).

3.5.2 Critérios de seleção

O estudo de seleção de tecnologias para tratamento de efluentes, deve contemplar, inicialmente, análise dos fatores apresentados na sequência, propostos por Qasim e Chiang (1994) e Von Sperling (1996).

- Estudo detalhado dos características do efluente:
 - determinação das concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos e sua evolução ao longo do tempo;
 - presença de substâncias perigosas: determinação dos compostos químicos tóxicos e metais pesados.
- Estudos de tratabilidade do efluente: levantamento dos parâmetros para projetos e operação do tratamento visando à escolha da tecnologia mais apropriada.
- Necessidades operacionais: determinações analíticas, treinamento de técnicos, etc.
- Custos de implantação e operação.
- Características geomorfológicas, hidrogeológicas e área disponível.

- Tipo de lançamento final: curso d'água, ou rede de esgotos sanitários.
- Características do efluente e níveis de remoção exigidos pela legislação vigente.
- Aplicabilidade do processo, avaliada com base em experiências passadas.
- Robustez do processo às variações de cargas e vazões afluentes.

Forgie (1988) *apud* Ferreira (2009) sugere um critério para seleção do método de tratamento para lixiviados. O tratamento biológico, aeróbio ou anaeróbio pode ser utilizado para lixiviados com elevada DQO (acima de 10.000 mg/L), baixa concentração de nitrogênio amoniacal (200 mg/L), uma relação DBO/DQO entre 0,4 e 0,8 e elevada concentração de ácidos graxos voláteis de baixa massa molar. Não é indicado o tratamento físico-químico para esta situação. O tratamento biológico aeróbio é mais indicado para relação DBO/DQO entre 0,1 e 0,4 e alta concentração de nitrogênio amoniacal. Para relação DBO/DQO menor que 0,1, característica de lixiviado antigo, provavelmente com concentração de ácidos graxos voláteis muito baixa, os tratamentos mais apropriados são os físico-químicos. No entanto, é importante destacar que esse critério deve ser tomado apenas como indicativo inicial para a seleção do tratamento. Deve-se, portanto, proceder estudos de caracterização do lixiviado, considerando as características específicas de cada lixiviado, bem como sua variabilidade ao longo do tempo, além de se investigar a composição da fração biodegradável, com o intuito de se avaliar as melhores alternativas para remoção da toxicidade do lixiviado.

Pode-se dizer que os tratamentos biológicos convencionais apresentam eficiências razoáveis para lixiviados novos em relação à DQO, N-NH₃ e metais pesados. Já quando tratando lixiviados velhos, faz-se necessária a conjugação de processos físico-químicos para a remoção da matéria orgânica refratária. Entretanto, com a elevação das exigências ambientais e o “envelhecimento” dos lixiviados, os tratamentos convencionais não se mostram mais suficientes. Nesse sentido, novas tecnologias estão sendo estudadas, tais como os processos com membranas que envolvem: a microfiltração, a ultrafiltração, a nanofiltração e a osmose inversa (RENOU; GIVAUDAN; POULAIN; DIRASSOUYAN; MOULIN, 2008).

Os estudos brasileiros, de Oliveira (1971), Fleck (2003) e Jardim (2006), aliados às pesquisas realizadas no âmbito do Edital 5 da Rede de Pesquisas do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), corroboraram as constatações de pesquisadores internacionais sobre as características recalcitrantes dos lixiviados de aterros sanitários. Também foram identificados períodos distintos dos relatados pela literatura internacional, ao

se relacionar a idade dos aterros à qualidade do lixiviado. Além disso, foram destacadas as dificuldades em se tratar esse efluente, exclusivamente por processos biológicos, ressaltando a necessidade de se conjugarem processos físico-químicos aos sistemas de tratamento. Nesse sentido, pesquisas de Moreira (2009), Lange, *et al* (2006), Moravia (2010) e Ferreira (2009) estudaram as respectivas tecnologias de tratamento de lixiviados: remoção de amônia como estruvita; Processo Oxidativo Avançado (POA) empregando reagente de Fenton; POA conjugado a sistemas de membranas; e remoção biológica de amônia por *stripping*, em lagoas de estabilização.

Apesar de já consolidadas internacionalmente as constatações referentes às características recalcitrantes de lixiviados e às dificuldades em tratá-los por processos exclusivamente biológicos, no Brasil as pesquisas ainda são recentes e a maior parte dos projetos de aterros sanitários ainda contemplam o tratamento de lixiviado apenas pela via, exclusivamente, biológica, sendo frequente o sistema de tratamento do tipo *australiano*.

Alvarez-Vazquez, H.; Jefferson, B.; Judd, S.J. (2004) compilaram uma revisão acerca dos principais métodos empregados para o tratamento de lixiviados de 157 estudos, de vários países diferentes. Como se pode observar na análise da Tabela 3.5, os sistemas de tratamento biológicos foram predominantes, representando cerca de 72% das plantas analisadas, enquanto menos de 30% eram baseados em tratamentos químicos, e menos de 10% em tratamentos físicos (filtração, *air stripping*, etc.).

No entanto, dentre os tratamentos biológicos, em cerca de 120 plantas analisadas não foi registrada incidência relevante do *sistema australiano* (lagoa anaeróbia seguida por facultativa), como se pode inferir pela análise da Tabela 3.6. Mais uma vez verifica-se a necessidade de estudos referentes ao desempenho desse tipo de tratamento tão empregado em Minas Gerais, para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 3.5- Principais processos de tratamento de lixiviados comumente empregados, de forma isolada .

Processo de Tratamento	Incidência
Tratamento biológico	72
Coagulação/floculação	11
Filtração	5
<i>Air stripping</i>	4
Oxidação química	4
Carvão ativado	2

Tabela 3.6- Principais processos biológicos de tratamento de lixiviados comumente empregados .

Processo de Tratamento	Incidência
Lagoas aeradas	21
UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente)	18
Lodo ativado	17
SBR	15
Filtro aneróbio	11
MBR (Reator Biológico de Membranas)	8
Leitos construídos/Wetlands	4
Lagoas anaeróbias	3
Reator anaeróbio	3

Fonte: Alvarez-Vazquez, H.; Jefferson, B.; Judd, S.J. (2004).

3.5.3 Recirculação do lixiviado

A técnica de recirculação do lixiviado no próprio aterro sanitário apresenta algumas vantagens e desvantagens descritas, de forma resumida, na Tabela 3.7.

Tabela 3.7- Vantagens e desvantagens da recirculação de lixiviado.

Vantagens:	Desvantagens:
- Aumento da taxa de produção e da qualidade do biogás (USEPA, 2000).	- Geralmente a precipitação excede a soma da evaporação potencial. Logo, o volume de lixiviado a recircular aumentaria com o tempo, excedendo a capacidade de absorção pelo sistema (RUSSO, 2005).
- Aceleração da degradação da matéria orgânica aterrada. (POHLAND, F.G.; HARPER, S. R, 1985).	- Elevados custos operacionais.
- Produção de lixiviado com baixa carga orgânica em curto espaço de tempo (REINHART et al., 2002).	- Embora a carga orgânica do lixiviado possa ser reduzida pela recirculação, permanecem outros constituintes que não são removidos significativamente (amônia, cloretos e metais), exigindo um tratamento posterior, se desmobilizados do sistema (RUSSO, 2005; SILVA, 2005).
- Aceleração dos recalques, possibilitando o reuso do volume desocupado e, conseqüentemente, o aumento da vida útil do aterro (WARITH, 2002).	
- Diminuição dos custos de monitoramento e de pós-encerramento do aterro (USEPA, 2000).	- Potencial para ocorrência de maior instabilidade física da massa de resíduos durante a elevação da umidade e densidade

Os resultados do estudo realizado por Silva (2005), em escala piloto, demonstraram que a elevação da umidade dos resíduos aterrados pela adição de água, juntamente com a recirculação dos líquidos lixiviados, resultou em um aumento da taxa de biodegradação dos RSU. Também foi identificado que o nitrogênio, na forma predominantemente amoniacal, permaneceu no lixiviado após a recirculação, tendo em vista que sua remoção foi muito pequena ao longo do experimento. A autora ainda destaca que, para a operação em escala real, cuidados com a existência de caminhos preferenciais, que podem levar à distribuição irregular da umidade na massa de RSU devem ser observados. E ainda aponta que uma das alternativas para essa dificuldade pode ser o umedecimento dos RSU diretamente na frente de trabalho, antes da confecção das camadas de cobertura diárias.

3.5.4 Processos de tratamento combinado com esgoto sanitário

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário é um método muito empregado e refere-se ao seu lançamento, sob determinadas condições controladas de diluição, junto ao afluente da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE. Esse lançamento pode ser realizado pela interligação direta na rede coletora de esgotos sanitários, ou pelo transporte do lixiviado por caminhões, ou por outro modal. Pode-se dizer que essa foi uma das tipologias de tratamento mais empregadas no início da gestão do lixiviado na maior parte dos países que empregam o aterro sanitário como forma de disposição de RSU. No Brasil, essa forma de tratamento é uma realidade, principalmente para os aterros sanitários que atendem grandes centros urbanos, como, por exemplo: aterro de Contagem (MG); aterro desativado de Belo Horizonte-BR040 (MG); aterro Bandeirantes (SP); São João (SP); Vila Albertina (SP) Morro do Céu de Niterói (RJ); da Extrema, em Porto Alegre (RS); dentre outros.

Paula (2008) ressalta que o cotratamento pode gerar uma economia de escala, além de possibilitar o atendimento à legislação vigente em relação aos limites de emissão de efluentes nos corpos d'água. No entanto, essa prática vem sendo questionada, à medida que esses lixiviados assumem características recalcitrantes, com potencial de toxicidade aos micro-organismos envolvidos nos tratamentos biológicos, muito empregados em ETE. Como ressalta Ferreira. J.A. *et al*, (2009), o tratamento combinado com esgotos domésticos, *“apesar de ser muito empregada nos Estados Unidos, Europa e Japão, essa prática sofre hoje*

questionamentos, particularmente na Europa, sobre as interferências que o lixiviado, em função das suas características, pode promover nos processos de tratamento, especialmente nos biológicos”.

Assim, é importante que se estabeleçam de forma controlada, as taxas de diluição suportadas pelo sistema de tratamento a qual o lixiviado será submetido. McBean, E.F. Rovers e G. Farquhar (1995) relatam várias experiências de cotratamento, nas quais a o valor máximo de 2% de lixiviado por volume de esgoto tratado foi aquele que apresentou melhor desempenho para diferentes lixiviados e para os tipos de tratamentos biológicos empregados.

A Tabela 3.8 apresenta, resumidamente as principais vantagens e desvantagens deste tipo de tratamento.

Tabela 3.8- Vantagens e desvantagens do tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário

Vantagens:	Desvantagens:
- Baixos custos operacionais e facilidade de operação. (RENOU et al, 2008). - Conjugação do nitrogênio amoniacal presente no lixiviado com o fósforo presente nos esgotos domésticos, implicando a não necessidade de adição desses nutrientes. (RENOU et al, 2008). - Possibilidade de atendimento à legislação brasileira referente ao lançamento de efluentes em corpos d’água (PAULA, 2008)	- Presença de compostos inibidores, no lixiviado, de baixa biodegradabilidade e presença de metais pesados, que podem reduzir a eficiência do tratamento. (RENOU et al, 2008). McBean, E.F. Rovers e G. Farquhar (1995) destacam: - necessidade de existência de ETE nas proximidades do aterro sanitário. - pouco viável para elevadas vazões de lixiviados. - elevados custo de transporte do lixiviado até a ETE. - aumento na produção de lodo. -necessidade de adição de nutrientes (fósforo) para o tratamento biológico.

Paula (2008) realizou estudos em ensaios de bancada onde foram simulados processos de tratamento de esgotos de alta taxa, aeróbios e anaeróbios, em batelada. Foram estudadas três diluições, 0%, 5% e 10% de lixiviados em esgotos domésticos. Para as diluições estudadas, as análises estatísticas comprovaram impacto mais contundente da adição de lixiviado no tratamento aerado, embora este apresente maior eficiência. O tratamento anaeróbio teve

aumento de eficiência com a adição, principalmente na diluição de 5%. O trabalho evidenciou a possibilidade da adoção da técnica, inclusive com taxas maiores que as sugeridas atualmente pela literatura, porém, reconhece no cotratamento um meio não auto-sustentável de tratamento do lixiviado e a necessidade da avaliação responsável da capacidade real de uma ETE de receber e tratar o lixiviado sem prejuízo ao atendimento dos parâmetros e, conseqüentemente, à qualidade dos corpos receptores.

3.5.5 Processos de tratamento físico-químicos

Como já citado anteriormente, com a estabilização da degradação da matéria orgânica depositada no aterro, diminui a proporção dos compostos orgânicos facilmente biodegradáveis presentes no lixiviado. Tal fato reflete na necessidade em se conjugarem processos físico-químicos aos tratamentos biológicos, como etapas prévias ou posteriores. Existem várias opções de tratamento físico-químicos que podem ser empregados conjugados, ou não, aos tratamentos biológicos para os lixiviados de aterros sanitários, a saber: adsorção por carvão ativado; adição de substâncias e compostos químicos para coagulação/floculação, métodos de oxidação química, eletroquímica, e precipitação química; troca iônica por resinas; *air stripping*; osmose inversa e filtração por membranas (OTHMAN *et al*, 2010; e McBEAN, E.F. ROVERS e G. FARQUHAR, 1995).

A Tabela 3.9 apresenta, resumidamente as principais vantagens e desvantagens de alguns tipos de tratamentos físico-químicos tratando lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 3.9- Características principais de sistemas de tratamentos físico-químicos para lixiviados de aterros sanitários

Continua...

Tipo de tratamento	Aplicação	Características principais	Vantagens	Desvantagens	Experiências nacionais
Adsorção por carvão ativado	Remoção de micropoluentes orgânicos e inorgânicos como metais pesados.	Adsorção é um fenômeno de superfície no qual ocorre transferência de massa: uma substância é transferida da fase líquida para sólida, permanecendo ligada por interações físicas ou químicas. Os principais fatores relacionados ao processo são: área disponível do adsorvente, natureza química e relação entre as massas adsorvido/adsorvente, pH, temperatura, forças iônicas. (KURNIAWAN, <i>et al</i> 2006).	- tecnologia já comprovada para lixiviados “velhos”. - fração orgânica preferencialmente removida pelo carvão ativado é a fúlvica, com peso molecular de 100-10000. (De WALLE e CHIAN, 1974)	- custos elevados. - necessidade de tratamento prévio para remoção dos sólidos suspensos, quando utilizando CAG. - não indicado para substâncias com peso molecular fora do intervalo 100-10.000. (De WALLE e CHIAN, 1974)	- experimento de bancada em coluna recheada com CAG, com 1,3cm ϕ , e vazão 0,07mL/s, indicou baixas eficiências para remoção da DQO, tendo atuado na fração de matéria orgânica de baixa massa molecular. (GOMES, 2009).
coagulação/floculação/sedimentação	Remoção de materiais suspensos	Objetiva a remoção de sólidos em suspensão pela desestabilização das cargas elétricas existentes na superfície das partículas, ocasionada pela adição de produtos químicos (eletrólitos). Esses eletrólitos, através de mecanismos de ligação e adsorção na superfície coloidal, neutralizam as forças elétricas superficiais e anulam as forças repulsivas. (ECKENFELDER, 1989). Essas partículas maiores se aglomeram, tornando-se assim, suscetíveis à sedimentação. Os coagulantes mais utilizados são: sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cloreto férrico e cal hidratada. E ainda, polímeros a base de tanino. Os principais fatores relacionados ao processo são: pH, natureza química do coagulante, velocidade e tempo de mistura da coagulação e floculação.	- remoção de parte da DQO e aumento da biodegradabilidade com elevação da relação DBO/DQO.	- geração de lodo - necessidade de aplicação de produtos químicos. - custos elevados devido ao gasto de energia, produtos químicos e gerenciamento do lodo. - necessita de conjugação com outro processo de tratamento.	- experimento de bancada com cloreto férrico (FeCl ₃), e pH 5, tratando lixiviado bruto estabilizado, com valores médios de: pH 8,6; N-amon 957mg/L; DBO/DQO 0,04. A remoção da DQO atingiu a ordem de 80%, permitindo remoção de grande parte da cor dissolvida na amostra e a relação DBO/DQO aumentou para 0,4. (SILVA, 2009)

Continuação...

Tipo de tratamento	Aplicação	Características principais	Vantagens	Desvantagens	Experiências nacionais
precipitação química	Remoção de amônia, metais e outros ânions.	Esta técnica consiste em realizar a reação do cátion amônio presente no lixiviado com os íons fosfato e magnésio em proporções equimolares, promovendo a formação de um sólido. (KURNIAWAN, <i>et al</i> 2006).	Kurniawan, <i>et al</i> (2006) destaca: - remoção elevada para amônia, matéria orgânica não biodegradável e outros ânions; - Simplicidade operacional.	- elevado consumo de sais e consequente elevado custo operacional. (KURNIAWAN, <i>et al</i> 2006).	- experimento de bancada com fosfato de sódio bibásico e cloreto de magnésio hexahidratado, em excesso estequiométrico 1,7 vezes. Remoção da DQO em 15%, amônia 99%, com formação de estruvita viável para emprego na agricultura. (GOMES, 2009)
<i>air stripping</i>	Remoção de amônia ou orgânicos voláteis.	Arraste de substâncias voláteis, na forma gasosa, através da introdução de ar na amostra (<i>stripping</i>).	Gomes (2009) destaca: - remoção elevada para amônia	- elevados custos operacionais ¹ . - conjugação de outros tratamentos. (McBEAN <i>et al</i> , 1995)	- experimento de bancada, em béquer de 2L com difusor, para remoção de nitrogênio, 4 dias de operação do sistema, em pH 11: remoção de 98% do nitrogênio amoniacal. (TELLES, 2010). ³
Processos oxidativos avançados (POA)	Remoção de compostos recalcitrantes	Os POAs são baseados na geração de radicais fortemente oxidativos, principalmente o radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$), que destrói inúmeros compostos de maneira rápida e não-seletiva conduzindo à mineralização parcial ou completa do contaminante.	- eficiência na degradação de compostos recalcitrantes, presentes nos lixiviados “velhos” (HERMOSILLA, D. <i>et al</i> , 2009), - baixa geração de lodo ² .	- elevados custos (energia/ produtos químicos). - necessitam de conjugação a outros tratamentos. (MORAVIA, 2010)	- experimento de bancada, tratando lixiviado recalcitrante (DBO/DQO = 0,03). Remoção de cor e DQO de 76,4 e 76,7%, e aumento da biodegradabilidade para 65,8%. (MORAVIA <i>et al</i> , 2011).
filtração por membranas	Remoção de compostos recalcitrantes	Os processos de separação por membranas diferenciam-se dos processos convencionais de filtração clássica por apresentarem matriz seletiva com abertura de poros bem menores do que os processos convencionais.	- não ocorrer mudança de fase durante a separação, - não necessitam de adição de reagentes químicos	- necessitam de conjugação a outros tratamentos. - elevados custos operacionais (membranas/energia). (RENOU, <i>et al</i> , 2008)	- experimento tratando efluente de POA p/ polimento final, utilizando micro, ultra e nanofiltração. Remoção de cor real de 99,6%; ST de 99,4%; DQO de 98,4%; NTK de 91,6%; fósforo e alcalinidade de 100%.

1- elevados custos operacionais pelo gasto energético para o suprimento de ar, e pela necessidade de adição de compostos para ajuste do pH.

2- - Envolve transformações químicas dos compostos químicos em questão, e não a transferência de fase, como nos demais processos físico-químicos (DENG Y., ENGLEHARDT, J.D., 2006). 3- Outros processos de *stripping* serão discutidos em item específico.

3.5.6 Processos de tratamento biológicos

O tratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários busca a degradação natural da matéria orgânica e de outros poluentes presentes nesse efluente, a partir do emprego de técnicas/tecnologias capazes de desenvolver condições controladas e taxas mais elevadas que os processos naturais de degradação. A degradação ocorre pela ação de micro-organismos como bactérias, protozoários, fungos e algas, que têm capacidade de transformar os poluentes em substâncias mais simples. Nesse processo, denominado biodegradação, as bactérias e algas se destacam como os mais importantes na estabilização da matéria orgânica, e mineralização de demais poluentes (VON SPERLING, 1996).

Os processos de tratamento biológico podem ser classificados em relação aoceptor de elétrons envolvido no processo, tendo em vista que os contaminantes orgânicos e inorgânicos são usados como fonte de energia (doador de elétrons) pelos micro-organismos. Os principais aceptores de elétrons envolvidos no tratamento biológico, bem como a classificação associada, são descritos na Tabela 3.10.

Tabela 3.10- Aceptores de elétrons típicos das reações de catabolismo envolvidas no tratamento de efluentes, em ordem decrescente de liberação de energia

Condições	Aceptor de elétrons	Forma do aceptor após reação	Forma do carbono após reação	Processo
Aeróbias	O ₂	H ₂ O	CO ₂	Catabolismo oxidativo: Metabolismo aeróbio
Anóxicas	NO ₃ ⁻	N ₂	CO ₂	Catabolismo oxidativo: redução de nitratos (desnitrificação)
Anaeróbias	SO ₄ ²⁻	H ₂ S	CO ₂	Catabolismo oxidativo: redução de sulfatos (dessulfatação)
	CO ₂	CH ₄	CO ₂ e CH ₄	Catabolismo fermentativo: metanogênese

Fonte: adaptado de Von Sperling (1996)

Nos processos biológicos, os micro-organismos metabolizam o contaminante orgânico (catabolismo) e utilizam a energia liberada pelo processo para produção e manutenção celular (crescimento da biomassa/anabolismo). Os micro-organismos convertem matéria orgânica em dióxido de carbono, sob condições aeróbias e, em dióxido de carbono e metano, sob condições anaeróbias. Os gases, por sua vez, são liberados da fase líquida.

Como o crescimento da biomassa está intimamente relacionado à energia liberada no catabolismo, e as reações aeróbias envolvem maiores valores energéticos frente às reações anaeróbias, tem-se a conseqüente baixa produção de biomassa desses, em comparação aos primeiros.

Os processos aeróbios apresentam vantagem de apresentar cinética favorecida de fácil controle e aclimação, resultando em elevados valores de eficiência em termos de remoção de matéria orgânica. No entanto, caracterizam-se também por acumularem grandes quantidades de lodo que pode conter compostos orgânicos e metais pesados adsorvidos. Isto porque, nesses sistemas ocorre somente cerca de 40 a 50% de degradação da matéria orgânica biodegradável, com a conseqüente conversão em CO₂, ao passo que cerca de 50 a 60% da matéria orgânica é incorporada pela biomassa microbiana, gerando o lodo do sistema (CHERNICHARO, 1997).

Os processos anaeróbios produzem menos lodo e produzem metano, que possui potencial de aproveitamento energético. Isso ocorre porque, nos processos anaeróbios, a maior parte do material orgânico biodegradável é convertido a biogás (cerca de 70 a 90%), que é removido da fase líquida e deixa o reator na forma gasosa. Apenas uma pequena parcela do material orgânico biodegradável é convertida em biomassa microbiana - 10 a 15% (CHERNICHARO, 1997). Porém, devido as suas taxas de reação serem reduzidas, a eficiência, em termos de remoção de matéria orgânica, é menor quando comparada aos sistemas aeróbios, além de requererem uma longa partida e serem mais sensíveis à toxicidade (Adaptado de AMARAL, 2007).

Os tratamentos biológicos foram os primeiros a serem adotados, em larga escala, no Brasil e no mundo para o tratamento de efluentes. Dentre as principais vantagens desse tipo de tratamento, destacam-se: simplicidade operacional; eficiência na remoção da matéria orgânica biodegradável; eficiência de alguns processos na remoção de nitrogênio amoniacal; e elevado custo-benefício.

No entanto, a partir das experiências obtidas, percebeu-se que os processos biológicos têm se mostrado eficientes para a remoção da matéria orgânica e de compostos nitrogenados, quando a relação DBO/DQO é elevada ($> 0,5$). Ou seja, quando a maior parte da matéria orgânica presente no lixiviado se apresenta na forma “rapidamente biodegradável”. Conforme já discutido anteriormente, com o envelhecimento do aterro, a maior ocorrência de compostos

refratários (principalmente ácidos húmicos e fúlvicos) tendem a limitar a eficiência do processos biológicos (RENOU, S.; *et al*, 2008).

Mesmo os lixiviados mais jovens podem apresentar problemas operacionais para sistemas de tratamento biológico, em função da variabilidade de suas características físico-químicas, da alta matéria orgânica, das altas concentrações de metais alcalinos e pesados, compostos halogenados, nitrogenados e deficiências nutricionais, que aplicadas diretamente às bactérias anaeróbias podem inibir ou mesmo cessar completamente o processo degradativo (SANTOS *et al*, 2004).

São muitos os tipos de tratamentos biológicos empregados para o lixiviado de aterro sanitários, que podem também apresentar variadas combinações. Renou, *et al* (2008). Destacam-se como principais:

- **Tratamento anaeróbios:** filtros anaeróbios; reatores de fluxo horizontal; reatores de fluxo vertical (ascendentes ou descendentes); reatores anaeróbios de leito fluidificado; lagoas anaeróbias; reatores anaeróbios de fluxo ascendentes (UASB).
- **Tratamento aeróbios:** lagoas aeradas; lodos ativados; reatores sequenciais em batelada; filtros biológicos percoladores; e recentemente, no Brasil, estão sendo estudados os bioreatores de membrana (*membrane bioreactor system* - MBR).

Na sequência serão abordados apenas os processos biológicos trabalhados na presente pesquisa, com o intuito de subsidiar a discussão referente aos resultados obtidos.

3.5.6.1 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* - UASB)

Os reatores UASB são processos de tratamento anaeróbio considerados modernos, que possuem alta eficiência de tratamento em um curto tempo de detenção hidráulico (LIN, C.Y.; CHANG, F.Y.; CHANG, C.H., 2000). Quando submetidos a elevadas taxas orgânicas de aplicação volumétrica, apresentam melhor desempenho, se comparado a outros tipos de reatores anaeróbios (GARCIA, H.; RICO, J.L.; GARCIA, P.A., 1996). No entanto, a principal desvantagem desses reatores, empregados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, é a alta sensibilidade da comunidade microbiana envolvida no processo, frente ao grande número de compostos tóxicos.

Em suma, os reatores UASB empregam processos pela via anaeróbia em alta taxa, isto é, com baixos tempos de detenção hidráulica (TDH), mas com elevados tempos de retenção de sólidos (TRS) e com baixo crescimento celular, quando tratando esgotos sanitários. No entanto, quando tratando lixiviados de aterros sanitários o TDH tende a se elevar consideravelmente. Nesses reatores, ocorre elevada concentração de organismos anaeróbios que, através de seu fluxo ascendente e do desprendimento de bolhas de gás, promove intenso contato efluente/biomassa, resultando em reduzidos tempos de detenção do efluente no reator. Diferentemente de outros tipos de filtros anaeróbios, não há necessidade de decantação primária, o que simplifica o fluxograma da estação de tratamento (VON SPERLING, 1996).

O perfil de sólidos no reator varia de muito denso e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, próximas ao fundo (leito do lodo), até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator (manta de lodo). Toda a região do perfil do lodo é conhecida como zona de digestão ou de reação (CHERNICHARO, 1997).

O afluente entra pelo fundo e o efluente deixa o reator através de um decantador interno localizado na parte superior do reator. Ao entrar pelo fundo o afluente se encontra com a manta de lodo, o que causa a adsorção de grande parte da matéria orgânica pela biomassa. Como resultado da atividade anaeróbia, são formados gases (biogás constituído principalmente por gás metano e gás carbônico) que também apresentam fluxo ascendente. Um dispositivo de separação de gases e sólidos, localizado abaixo do decantador e denominado separador trifásico, garante a retenção da biomassa no sistema, impedindo que essa saia com o efluente, possibilitando as funções de separação e saída do efluente líquido, separação e acúmulo de gás, e de separação e permanência dos sólidos (biomassa) no reator. O separador trifásico comumente se apresenta sob a forma de um tronco de pirâmide ou cone invertido (Adaptado de VON SPERLING, 1996).

Como já citado anteriormente, o elevado tempo de retenção de sólidos (TRS), aliados ao baixo crescimento celular, propicia um baixo TDH para esgoto sanitário, com baixa geração de lodo, quando comparado aos sistemas aeróbios. Mesmo assim, devido ao constante carregamento do sistema pela entrada de matéria orgânica contida no afluente, faz-se necessário o descarte periódico do lodo (biomassa), almejando a manutenção do equilíbrio do sistema. No entanto, o lodo retirado do reator UASB já sai digerido e adensado, necessitando apenas de desidratação (VON SPERLING, 1996).

É importante destacar que, mesmo quando empregados para tratar esgotos sanitários, os reatores UABS necessitam de etapa de pós-tratamento.

Critérios de projeto

O bom desempenho dos reatores UASB está intimamente relacionados à sua capacidade em desenvolver e manter uma biomassa de elevada concentração, atividade, além de possuir excelentes características de sedimentação.

Chernicharo (1997) ressalta que para determinados tipos de efluentes critérios de projetos específicos deverão ser adotados em função das concentrações do líquido afluente, da presença de substâncias tóxicas e da quantidade de sólidos inertes e biodegradáveis. Nesse sentido, percebe-se a necessidade de se desenvolverem critérios específicos para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, tendo em vista que esse efluente apresenta, ao longo de sua variação temporal, características de toxicidade e elevada concentração de matéria orgânica inerte ou dificilmente biodegradável.

Os principais parâmetros de projeto de reatores UASB, que estarão descritos de forma mais detalhada em item subsequente, são:

- Carga orgânica volumétrica (COV)
- Tempo de detenção hidráulico (TDH) e carga hidráulica volumétrica (CHV)
- Carga biológica (carga de lodo)
- Velocidade superficial do fluxo (v)

a) Carga orgânica volumétrica (COV)

A carga orgânica volumétrica pode ser definida como a quantidade, em massa, de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de volume, como expressa a Equação 3.1.

$$COV = \frac{Q \times S}{V} \quad (3.1)$$

Onde:

COV = carga orgânica volumétrica (kgDQO/m³.d);

Q = vazão (m³/d);

S = concentração de substrato afluente (kgDQO/m³)

V = volume total do reator (m³)

Segundo Chernicharo (1997), os valores de COV são frequentemente abaixo de 15kgDQO/m³.d. O autor ainda ressalta que cargas orgânicas baixas não se configuram como fator limitante, pontuando que para muitos casos de esgotos sanitários com baixa concentração de DQO, os valores de COV situam-se inferiores a 2,5-3,0 kgDQO/m³.d. Nessas condições de efluente diluído, o dimensionamento do reator deve ser baseado na carga hidráulica volumétrica (CHV).

b) Tempo de detenção hidráulico (TDH) e carga hidráulica volumétrica (CHV)

O tempo de detenção hidráulico pode ser entendido como a quantidade, em volume, de efluentes aplicados, diariamente, ao reator por unidade de volume. Já a carga hidráulica volumétrica (CHV) pode ser considerada como o inverso do TDH, como expressam as Equações 3.2 e 3.3.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (3.2)$$

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad \text{ou} \quad CHV = \frac{1}{TDH} \quad (3.3)$$

Onde:

TDH = tempo de detenção hidráulico (dias);

Q = vazão (m³/d);

V = volume total do reator (m³)

CHV = carga hidráulica volumétrica (m³/m³.d)

Como sugerido pela bibliografia especializada, e apresentado por Chernicharo (1997), a carga hidráulica volumétrica não deve ultrapassar 5 m³/m³.d, equivalendo a um TDH mínimo de 4,8 horas (ou 1/5 d). Cabe destacar que esses valores foram definidos para esgotos sanitários e ainda não existem valores consolidados para lixiviado de aterro sanitário, ou seja, tais

parâmetros devem ser analisados com ressalvas. Valores de CHV superiores, ou tempos de detenção hidráulica inferiores, podem prejudicar o funcionamento do reator. O TDH é fator determinante para o bom desempenho do reator, e como esse está diretamente relacionado à velocidade do processo de digestão anaeróbia, pode-se dizer que sofre alterações em função da temperatura do efluente a ser tratado. A tabela 3.11 apresenta a variação dos TDH em função da temperatura do efluente.

Tabela 3.11- Tempo de detenção hidráulica em reatores UASB em função da temperatura do efluente (esgoto sanitário) a ser tratado

Temperatura do efluente (°C)	Tempo de detenção hidráulica (h)	
	Média diária	Mínimo (durante 4 a 6h)
16-19	> 10-14	> 7-9
20-26	> 6-9	> 4-6
> 26	> 6	> 4

Fonte: adaptado de Lettinga & Hulshoff Pol (1991) *apud* Chernicharo (1997)

c) Carga biológica (carga de lodo)

A carga biológica ou carga de lodo pode ser compreendida como a quantidade, em massa, de matéria orgânica aplicada diretamente ao reator, por unidade de biomassa, apresentada na Equação 3.4.

$$CB = \frac{Q \times S}{M} \quad (3.4)$$

Onde:

CB = carga biológica, ou carga de lodo (kgDQO/kgSVT.d);

Q = vazão (m³/d);

S = concentração de substrato afluente (kgDQO/m³)

M = massa de micro-organismos presentes no reator (kgSVT/m³)

Chernicharo (1997) segue as sugestões das experiências anteriores, que indicam CB, durante a partida do reator, entre 0,05 a 0,15kgDQO/kgSVT.d. Durante o regime permanente de operação é ainda sugerido que a carga biológica pode atingir valores aproximados a 2,0kgDQO/kgSVT.d. Cabe destacar que esses valores foram definidos para esgotos sanitários e ainda não existem valores consolidados para lixiviado de aterro sanitário, ou seja, tais parâmetros devem ser analisados com ressalvas

d) Velocidade superficial do fluxo (v)

A velocidade superficial do fluxo é obtida pela clássica fórmula, apresentada na Equação 3.5.

$$v = \frac{Q}{A} \quad (3.5)$$

Onde:

v = velocidade superficial do fluxo, ou velocidade ascensional (m/h);

Q = vazão (m³/h);

A = área da seção transversal do reator (m²).

A velocidade ascensional máxima admitida no reator está relacionada ao tipo de lodo presente e das cargas aplicadas. A Tabela 3.12 apresenta os valores recomendados para reatores operando com lodo tipo floculento e com cargas orgânicas de até 5,0 a 6,0 kgDQO/m³.d.

Tabela 3.12- Velocidades ascensionais recomendadas para reatores UASB

Vazão afluyente	Velocidade superficial (m³/h)
Vazão média	0,5-0,7
Vazão máxima	0,9-1,1
Picos temporários *	< 1,5

Fonte: adaptado de Lettinga & Hulshoff Pol (1991) *apud* Chernicharo (1997)

Seguindo os valores acima recomendados, verifica-se que as profundidades dos reatores devem ficar compreendidas entre 3 e 6m.

3.5.6.2 Experiências de reatores UASB tratando lixiviados de aterros sanitários

METCALF & EDDY (1991) apresentam valores referentes ao desempenho do reator UASB (*Upflow anaerobic sludge blanket*) tratando efluentes industriais, onde foram alcançados resultados entre 75 a 80% em termos de remoção de DQO com uma carga orgânica aplicada variando de 4 a 12 kg DQO/m³.dia, com um TDH de 4 a 12 horas.

No entanto, há que se estudar de forma mais detalhada os valores encontrados para efluentes industriais, tendo em vista que, apesar do lixiviado de aterro sanitário apresentar características que o aproxima de alguns efluentes industriais, há que se considerar a natureza da matéria orgânica presente nesses efluentes, tendo em vista que alguns se demonstram rapidamente biodegradáveis, contrariamente aos lixiviados de aterros sanitários.

A estimativa da eficiência de reatores UASB, em termos de remoção de matéria orgânica, para esgotos sanitários, ainda é realizada através de relações empíricas, que são obtidas a partir de resultados experimentais de reatores em operação. Como na literatura são poucos os trabalhos publicados retratando o emprego de UASB para tratamento de lixiviados de aterros sanitários, tal estimativa de eficiência fica comprometida. Nesse sentido, a Tabela 3.13 reúne informações sobre experiências anteriores retratando o emprego de UASB para tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 3.13 - Experiências de reatores UASB tratando lixiviados de aterros sanitários

DQO (mg/L) afluente	Carga orgânica volumétrica (kgDQO/m³.d)	Eficiência remoção DQO	Comentários	Referência
2800 a 38670	9,0	75%	O reator foi aquecido e sua temperatura mantida entre 25 a 27°C de acordo com a proposta vinculada pela FINEP/PROSAB.	RITA (2002)
-	9,4	91 a 97%	Verificaram também a remoção de metais pesados como ferro (98%), cádmio (100%), cromo (100%), cobre (100%), chumbo (100%) e zinco (99%) retidos no interior do reator causando problemas operacionais, tais como entupimento das linhas de alimentação e distribuição, incrustações no interior do reator, perda de atividade de lodo biológico, e aumento excessivo da densidade do lodo.	RUMPF and FERGUSON (1990),
58.400	13	82 a 93%	O autor notou que a remoção de DQO decresceu para 68% quando a carga orgânica foi elevada para 22 kg DQO/m³.dia.	CHANG (1989)
-	10 15 a 25 sem adição de fósforo 20 com adição de fósforo	80% 75% 90%	Foram empregados reatores UASB em dois estágios. A adição de fosfato foi feita para elevar a concentração de fósforo no chorume, pois poderia melhorar o desempenho do reator e as características do lodo.	BORZACCONI et al. (1999)

3.5.6.3 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização se apresentam como uma das tecnologias mais simples e de baixo custo operacional, para o tratamento de efluentes em todo o mundo. Os elevados valores alcançados para a remoção de matéria orgânica e patógenos e a não exigência de mão-de-obra especializada, tornam esses sistemas métodos efetivos e de baixo custo.

As lagoas de estabilização são unidades construídas especialmente para efetuar o tratamento de efluentes por processos biológicos naturais, controlados e otimizados. No entanto, tais processos são lentos, necessitando de grandes áreas. Também não se mostram tão robustos a choques de cargas.

Os sistemas constituídos por lagoas de estabilização são intimamente ligados aos parâmetros de projeto e a características operacionais como a temperatura e pH, que interferem no desempenho do sistema. No entanto, ainda são poucos os estudos que abordam tais critérios e características operacionais de lagoas de estabilização tratando lixiviados de aterros sanitários.

Como ressalta Ferreira (2009), o tratamento de lixiviado por lagoas de estabilização depende de inúmeras variáveis para um bom desempenho, como, por exemplo: tempo de detenção hidráulica suficiente, uma relação DBO/DQO elevada, baixos teores de inorgânicos e de cor.

Os principais tipos de sistemas de lagoas, segundo Von Sperling (1996), são:

- lagoas facultativas;
- lagoas anaeróbias;
- lagoas aeradas facultativas;
- lagoas aeradas de mistura completa seguidas de lagoa de decantação;
- lagoas de alta taxa;
- lagoas de maturação;
- sistema australiano: lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa.

Apesar de serem muito empregadas, no Brasil, para o tratamento de lixiviados, principalmente sob a configuração de sistema australiano, são poucos os estudos relativos ao desempenho dessas unidades para remoção de poluentes.

As classificações das lagoas de estabilização são abordadas por muitos autores. Von Sperling (2002) esclarece que as lagoas primárias são aquelas que recebem diretamente o esgoto bruto, enquanto que as secundárias recebem seu afluente de uma unidade de tratamento anterior. As lagoas de polimento ou de maturação situam-se após um sistema de tratamento de efluentes. A denominação de lagoa de polimento está relacionada ao fato destas efetuarem o polimento de efluentes de estações de tratamento, em relação à remoção de matéria orgânica, porém podendo alcançar efetiva remoção de organismos patogênicos. Já as lagoas de maturação são específicas para remoção de organismos patogênicos, também se situado após o tratamento convencional.

KAYOMBO *et al*, (2002) ressalta que os principais mecanismos envolvidos na remoção de matéria orgânica, nos sistemas de lagoas de estabilização são resultados da complexa simbiose existente entre bactérias e algas, resulta num padrão ecológico diferente daquele em que os micro-organismos se desenvolveriam numa cultura pura. As bactérias facultativas, utilizam-se da matéria orgânica como fonte de energia, proporcionando a decomposição da matéria orgânica. Quando essa utilização é efetuada pela respiração aeróbia, as algas desempenham papel fundamental, pois são responsáveis pela produção de oxigênio através da fotossíntese e pela remoção de nutrientes. Para que esse processos ocorram, a luminosidade e a temperatura são fundamentais (VON SPERLING, 2002).

3.5.6.4 Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são consideradas as tipologias mais simples de tratamento de efluentes, empregadas a muitas décadas. Requerem a mínima supervisão de operadores, quando comparadas a outras tipologias de tratamento, sendo a energia solar e os cuidados de limpeza, os únicos requisitos para sua operação. Nas lagoas facultativas o fornecimento de oxigênio provem da fotossíntese realizada pelas algas e, assim, que disponibilizam oxigênio ao meio. (KAYOMBO, *et al*, 2005).

As lagoas facultativas podem ser classificadas pela sua posição no sistema de tratamento. As lagoas facultativas primárias recebem o efluente bruto; já as secundárias, recebem efluente

proveniente de outra unidade de tratamento, que geralmente pode ser uma lagoa anaeróbia, um tanque séptico ou lagoa facultativa primária, dentre outros. Há ainda casos em que seja necessária a instalação de outras lagoas sequenciais, para se atingir elevados graus de eficiência do tratamento, como as lagoas terciárias, quartenárias, etc., que são, geralmente, as lagoas de maturação (VON SPERLING, 2002).

No presente trabalho será abordada apenas a configuração da lagoa de facultativa secundária, precedida pela lagoa anaeróbia, com o intuito de subsidiar a discussão dos resultados obtidos que, por sua vez envolvem apenas essa configuração de lagoa. Esse arranjo, lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa, é conhecido como *sistema australiano*. Dessa forma, com o intuito de facilitar a leitura, ao se referenciar a *lagoa facultativa*, o presente trabalho estará se remetendo às *lagoas facultativas secundárias*.

As lagoas facultativas são assim denominadas devido à ocorrência simultânea tanto de processos aeróbios, quanto anaeróbios nesse tipo de lagoa. Pode-se dizer que ocorrem três zonas onde os processos ocorrem, denominadas: zona anaeróbia, zona facultativa e zona aeróbia.

A zona anaeróbia é constituída pelo lodo de fundo da lagoa, que por sua vez é formado pela sedimentação da matéria orgânica em suspensão (DBO particulada), enquanto que na camada mais superficial é formada a zona aeróbia. Entre ambas, forma-se a zona anaeróbia onde ora prevalecem os processos anaeróbios, ora aqueles aeróbios. O referido lodo sofre decomposição por bactérias anaeróbias, sendo lentamente convertido em, basicamente, gás carbônico, metano e água. O gás sulfídrico gerado sofre oxidação durante o percurso de subida para a superfície, não gerando problemas de odores. A parcela da DBO particulada não biodegradável permanece no fundo da lagoa. A matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), juntamente com a matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões (DBO finamente particulada) não se sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida.

Conforme já mencionado anteriormente, o oxigênio essencial para a manutenção da zona aeróbia, é fornecido naturalmente, sem nenhum fornecimento de energia artificial, através da fotossíntese realizada pelas algas, que, por sua vez, se utiliza da energia luminosa e do CO₂ liberado pelas bactérias. Dessa forma, o processo demanda um tempo de detenção considerado elevado, frequentemente superior a 20 dias. Além disso, faz-se necessário que as lagoas facultativas sejam rasas. Tudo isso implica necessidade de grandes áreas disponíveis.

Pode-se então dizer, que essa tecnologia somente é interessante para situações onde haja disponibilidade de áreas.

Como a fotossíntese apenas se processa durante o dia, na presença de energia luminosa, é essencial que as bactérias sejam facultativas, podendo se desenvolver na presença e ausência de oxigênio.

Na ausência de oxigênio, os micro-organismos facultativos utilizam-se de outros aceptores de elétrons, como nitratos (quando se estabelecem condições anóxicas); ou sulfatos e CO_2 (quando se estabelecem condições anaeróbias). Como já mencionado anteriormente, as reações envolvidas sob condições aeróbias geram mais energia e, portanto, desempenham uma taxa de remoção de matéria orgânica mais elevada que sob das demais condições (anóxicas ou anaeróbias). Por esse motivo, lagoas facultativas tratando lixiviados de aterros sanitários com coloração muito escura, podem não apresentar as eficiências previstas em projeto.

As lagoas facultativas se caracterizam-se, então, pela pequena profundidade e pelas baixas cargas aplicadas por unidade de área, taxas essas que variam conforme a latitude, exposição solar, temperatura e regime hidráulico, em geral situando entre 100 a 400 kg DBO/ha.dia.

A concentração das algas é elevada provocando concentrações de sólidos em suspensão da ordem de 200mg/L, sendo medida na forma de clorofila-a (ARCEIVALA, 1981). Mara (1986) *apud* KAYOMBO, *et al* (2005), identificou que a concentração de clorofila-a depende da temperatura, carga aplicada e incidência solar, variando entre 500 a 2.000µg/L.

a) Critérios de projeto

Para que sejam alcançadas as condições fundamentais para um bom desempenho das lagoas facultativas, como aquelas propícias à realização da fotossíntese, baixos valores de carga orgânica por unidade de volume, dentre outros, devem ser atendidos aos seguintes critérios de projeto, melhor discutidos na sequência, em item específico:

- Taxa de Aplicação Superficial
- TDH – Tempo de detenção hidráulica
- Profundidade

- Relações geométricas (largura, comprimento, profundidade)
- Regime hidráulico

Cabe destacar, que os critérios de projeto frequentemente empregados para projetos de lagoas facultativas, não foram desenvolvidos para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, mas sim para esgotos sanitários, o que pode justificar baixos desempenhos operacionais, verificados na prática, para os casos em que o lixiviado apresenta características de alta biodegradabilidade.

Taxa de aplicação superficial (L_s)

A taxa de aplicação superficial (L_s) é calculada em termos de carga de matéria orgânica, expressa em termos de DBO_5 , que pode ser degradada por unidade de área da lagoa. A L_s é expressa em $kgDBO_5/ha.dia$. Como esclarece Von Sperling (2002), o critério de taxa de aplicação superficial se baseia na necessidade de se ter uma determinada área de exposição à luz solar na lagoa, para que o processo de fotossíntese ocorra. Dessa forma, busca-se garantir o crescimento das algas e a consequente produção de oxigênio, que será empregada na estabilização da matéria orgânica.

A taxa varia de acordo com a temperatura local, exposição solar, altitude, etc. As localidades de clima quente e alta incidência solar, suportam taxas de aplicação superficial mais elevadas do que aquelas de clima mais frio e com baixa insolação.

Segundo Von Sperling (2002), no Brasil é comum adotar-se o valor de $300 \text{ KgDBO}_5/ha.d.$, para lagoas tratando esgotos sanitários. Mara (1997) *apud* Von Sperling 2002, propõe a Equação 3.6, com aplicabilidade global, e que considera a temperatura do ar igual a do efluente. Essa consideração se justifica por ser a favor da segurança, uma vez que a temperatura do líquido é sempre ligeiramente maior que a do ar. O autor ressalta que mesmo encontrando valores elevados para temperaturas acima de 26°C , deve-se limitar a L_s à $350 \text{ KgDBO}_5/ha.d.$ No entanto, todos esses estudos foram realizados para o tratamento de esgotos sanitários.

$$L_s = 350 \times (1,107 - 0,002 \times T)^{(T-25)} \quad (3.6)$$

Onde:

L_s = taxa de aplicação superficial (KgDBO₅/ha.d);

T = temperatura média do ar no mês mais frio (°C).

Adotado o valor da L_s , procede-se então, ao cálculo da área requerida, empregando-se a Equação 3.7.

$$A = \frac{L}{L_s} \quad (3.7)$$

Onde:

A = área requerida para a lagoa (ha);

L = carga de DBO₅ total afluente (KgDBO₅/d);

L_s = taxa de aplicação superficial (KgDBO₅/ha.d);

Tempo de detenção hidráulico (TDH)

O TDH é um fator essencial para se garantir o desenvolvimento das algas e bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica e demais poluentes, através da manutenção de condições ideais em termos de quantidade de nutrientes, pH, oxigênio dissolvido e temperatura do meio (FERREIRA, 2009).

Os fatores que interferem diretamente na determinação do TDH são: temperatura, vazão aplicada, cinética da reação e regime hidráulico da lagoa. A obtenção do TDH pode-se iniciar pela adoção da profundidade H, dentro dos limites aceitáveis disponibilizados pela literatura, ou simplesmente pela sua adoção e posterior verificação dos demais parâmetros de projeto.

De acordo com Von Sperling (2002), Mara, *et al* (1992) e Kayombo, *et al* (2005), em lagoas facultativas primárias, tratando esgoto sanitário, tem-se TDH variando entre 15 a 45 dias.

No entanto, de acordo com Qasim e Chiang (1994), em lagoas de estabilização primárias tratando lixiviados de aterros sanitários, tem-se, usualmente, TDH variando de 10 a 30 dias.

O cálculo do TDH é obtido pela Equação 3.2, apresentada anteriormente, sendo em função da vazão afluente. Esse é outro aspecto que deve ser avaliado com cuidado, considerando as parcelas das vazões atribuídas à precipitação e à evaporação, realizando-se um balanço

hídrico adequado (VON SPERLING, 2002). Em muitas situações esse balanço hídrico pode ser considerado desprezível, porém em determinadas condições esse pode ser um fator importante, por diminuir ou aumentar consideravelmente a vazão de efluente tratado na lagoa.

Profundidade

A profundidade é outro critério importante na manutenção de condições ideais para o desenvolvimento simbiótico das algas e bactérias responsáveis pela degradação dos poluentes. A zona aeróbia e a consequente realização da fotossíntese pelas algas, depende da penetração da luz solar, tendo em vista que este é o único mecanismo de suprimento de oxigênio no meio.

A profundidade ideal para lagoas facultativas é ainda um parâmetro pouco compreendido. As faixas de profundidade para lagoas, tratando esgotos sanitários, situam-se entre 1,5 a 3,0m, como ressalta Von Sperling (2002). No entanto, Qasim e Chiang (1994) estabeleceram profundidades usuais variando entre 2 a 5 m para lagoas de estabilização primárias no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Von Sperling (2002) caracteriza as situações extremas, em termos de profundidade, rasas ou muito profundas, como descrito a seguir:

- as lagoas rasas são mais afetadas pelas variações da temperatura ambiente ao longo do dia, podendo atingir condições anaeróbias em períodos quentes, devido ao aumento da taxa de decomposição de subprodutos da decomposição anaeróbia no lodo de fundo. Possuem alto requisito de área de forma a cumprir com o tempo de detenção hidráulica, a produção de algas é maximizada em função maior penetração de luz solar. Abaixo de certa profundidade na lagoa o ambiente é impróprio para o crescimento de algas. O pH é usualmente elevado, o que acarreta a precipitação de fosfatos e a dessorção de amônia.
- as lagoas profundas possibilitam um maior tempo de detenção hidráulica para a remoção de nutrientes e estabilização da matéria orgânica, possuem desempenho mais estável e menos afetado pelas condições ambientais, e maior volume de armazenamento de lodo.

Relações geométricas (comprimento / largura) e influência do regime hidráulico

A geometria da lagoa deve ser estabelecida em função do regime hidráulico desejado. Sistemas com elevada relação comprimento/largura (L/B), tendem ao fluxo em pistão, enquanto que valores L/B próximos a 1 (lagoas quadradas), tendem ao regime de mistura completa.

O regime hidráulico de fluxo em pistão (dispersão longitudinal nula) é o tipo de regime mais eficiente, em termos de remoção de compostos que seguem a cinética de primeira ordem, como é o caso da matéria orgânica. Nesses sistemas o fluxo próximo à entrada da lagoa está sujeito a elevadas cargas de DBO, em virtude de não haver diluição imediata da matéria orgânica no reator. Por esse motivo, caso a DBO afluente seja muito elevada, poderão ocorrer condições anaeróbias. Assim, como ressalta Von Sperling (2002), o reator de fluxo em pistão não é aconselhável para lagoas facultativas primárias, nem para efluentes sujeitos a grande variabilidade de cargas e presença de compostos tóxicos, como é o caso dos lixiviados.

Já o regime hidráulico de mistura completa (dispersão longitudinal infinita) é mais indicado para essas características de efluentes citadas acima, como é caso dos lixiviados, tendo em vista que esse regime propicia uma imediata diluição do afluente na lagoa, evitando assim, elevadas cargas na entrada da lagoa e, conseqüentemente, regiões anaeróbias.

Considerando que os regimes de fluxo em pistão e de mistura completa se configuram como modelos ideais, caracterizando limites opostos, na prática a maior parte dos reatores situam-se entre esses dois limites se aproximando dos limites sob determinadas condições. Assim, para a maior parte dos reatores verifica-se a ocorrência de sistemas de fluxo disperso, que se caracteriza por ser um sistema qualquer com um grau de mistura intermediário entre os dois extremos de fluxo em pistão e mistura completa. No entanto, devido à sua maior dificuldade de modelagem, principalmente em relação ao número de dispersão, é comum que os projetistas adotem aproximação para um dos modelos ideais, tendendo à adoção pelo de mistura completa, a favor da segurança.

Os valores mais usuais da relação L/B retratados por USEPA (1983) estão situados entre 2 a 4.

b) Eficiências de remoção de matéria orgânica

Tomando-se por base que o fluxo disperso seria aquele mais recorrente na prática, conforme já esclarecido anteriormente, para a previsão da concentração de DBO₅ solúvel efluente (S) pode-se aplicar a fórmula da Equação 3.8.

$$S = S_o \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} \quad (3.8)$$

$$a = \sqrt{1 + 4K \cdot t \cdot d} \quad (3.9)$$

Onde:

S_o = concentração de DBO total afluyente (mg/L);

S = concentração de DBO solúvel efluente (mg/L);

K = coeficiente de remoção de DBO (d^{-1});

t = tempo de detenção total (d);

d = número de dispersão (adimensional)

Segundo Von Sperling (2005), o coeficiente de remoção de DBO (K) é obtido em função da DBO de entrada e de saída e do tempo de detenção. O valor de K é sempre calculado em função do modelo hidráulico assumido e, para um efluente específico, pode ser determinado empiricamente através do monitoramento do decaimento da matéria orgânica, nas primeiras idades, em um reator em batelada e posterior ajuste a um modelo cinético conforme representado na Equação 3.9.

$$\frac{dC}{dt} = -K \cdot C \quad (3.9)$$

Onde:

dC/dt = taxa de remoção de DBO em função do tempo;

K = coeficiente cinético de remoção de matéria orgânica;

C = concentração inicial de matéria orgânica.

Alguns estudos foram realizados para a determinação experimental do coeficiente K para lixiviados de aterros sanitários em lagoas de estabilização.

Ferreira 2009, realizou estudos de tratamento de lixiviados empregando lagoas de estabilização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, com valor médio de DQO de 2.600 mg/L e relação DBO/DQO igual a 0,04, e L_s de 240 kgDBO/ha.d. A determinação do coeficiente K, foi encontrado experimentalmente, em reatores aerados, segundo modelo de fluxo em pistão, em escala de bancada, em reatores aeróbios, monitorando o decaimento da DQO solúvel com periodicidade de 1 hora nas primeiras 5 horas e, em seguida, de 2 em 2 dias. Para essas condições foi obtido o valor $K_{20^\circ\text{C}} = 0,133 \text{ d}^{-1}$ que, após conversão para fluxo disperso obteve-se $K_{20^\circ\text{C}} = 0,162 \text{ d}^{-1}$, e posteriormente esse valor, com base na DQO, foi corrigido em função da temperatura (K_T) foi calculado de acordo com a equação de Arrhenius, considerando temperatura média de 23°C e coeficiente de temperatura (θ) adotado em 1,07. Finalmente, o valor de K_T obtido foi de **0,198 d^{-1}** .

A Tabela 3.14 apresenta valores de K para esgotos domésticos e para lixiviados de aterro sanitário reportados na literatura.

Tabela 3.14 - Valores de K (d^{-1}) para esgotos sanitários e lixiviados de aterros sanitários retratados na literatura

Lixiviado de aterro sanitário – <i>apud</i> Qasim e Chiang (1994)			
DBO (mg/L)	K(d^{-1})	Temperatura °C	Referência
36.000	0,75	23-25	Uloth e Mavinic (1977)
13.640	0,77	23-25	Zapf-Gilje e Mavinic (1981)
	0,71	16	
8.090	1,16	22-23	Mavinic (1984)
	1,12	15	
2.000	0,46	25	Gaudy et al. (1986)
1.000	4,5	22-23	Lee (1979)
365	1,8	21-25	Palit e Qasim (1977)
Esgoto Sanitário			
L_s (KgDBO5/ha.d)	K(d^{-1}) 20°C Equação Arceivala (1981)	K(d^{-1}) 20°C Equação Vidal (1983)	
120	0,128	0,116	
140	0,137	0,120	
160	0,145	0,124	
180	0,152	0,128	
200	0,158	0,132	

Em relação ao **número de dispersão**, pode-se dizer que ele caracteriza as condições de mistura em reatores. O número de dispersão para reatores sujeitos ao fluxo em pistão ideal é zero, ou nulo, enquanto que para fluxo de mistura completa ideal, tem-se $d = \infty$. A determinação de d pode ser obtida por meio de testes com traçadores em reatores existentes (VON SPERLING, 2002). No entanto, para novos projetos o valor de d pode ser obtido equações empíricas sugeridas por diversos autores, como os trabalhos de Polprasert e Batharai (1983), Agunwamba et al (1992) e Yanez (1993), discutidos em Von Sperling (2002). Nesse sentido, o valor de d pode ser obtido pela Equação 3.10.

$$d = \frac{1}{(L/B)} \quad (3.10)$$

3.5.6.5 Lagoas anaeróbias seguidas por facultativa

Como o próprio nome já indica as lagoas anaeróbias são projetadas para operarem em condições estritamente anaeróbias, que é alcançado pelo lançamento de grande carga de matéria orgânica por unidade de volume, induzindo a uma taxa de consumo de oxigênio muito superior à de produção (VON SPERLING, 2002).

Como já mencionado anteriormente, as reações envolvidas no tratamento biológico pela via anaeróbia geram menos energia que aquelas envolvidas no tratamento aeróbio. Por esse motivo as taxas de reprodução dos micro-organismos também são mais lentas, implicando eficiência de remoção de matéria orgânica, não tão elevada, da ordem de 50 a 70%. No entanto, são poucos os estudos que retratam as eficiências alcançadas pelas lagoas anaeróbias tratando lixiviados de aterros sanitários.

Devido à modesta eficiência desempenhada pelas lagoas anaeróbias, essas são frequentemente empregadas como etapa inicial do tratamento, principalmente conjugadas à lagoas facultativas, quando representam grande economia de área. Nesses casos as lagoas facultativas recebem cargas mais baixas que a do efluente bruto, reduzindo, em até 1/3, a área requerida por apenas uma única lagoa facultativa.

Vale ressaltar que a bibliografia especializada indica que melhores desempenhos são obtidos para temperaturas acima de 15°C do efluente a ser tratado.

a) Critérios de projeto

Para que sejam alcançadas as condições fundamentais para um bom desempenho das lagoas anaeróbias, já mencionadas anteriormente, como condições estritamente anaeróbias e elevada carga de matéria orgânica por unidade de volume, devem ser atendidos aos seguintes critérios de projeto, melhor discutidos na sequência, em item específico:

- profundidades elevadas entre 3,5 a 5 ;
- tempo de retenção hidráulico de 3 a 6 dias;
- taxa de aplicação volumétrica elevada, em torno de 0,1 a 0,35 kgDBO/m³.d (podendo alcançar valores entre 0,3 a 0,75 kgDBO/m³.d);
- geometria em termos de relação comprimento/largura: 1 a 3

Além dos critérios acima mencionados, vale destacar a importância da **distribuição uniforme pelo fundo da lagoa**. Jordão & Pessoa (2009) e Von Sperling (2002), destacam a importância da aplicação do afluente pelo fundo da lagoa, em vários pontos, com o intuito de se obter um melhor contato biomassa/afluente, procurando-se aproximar a lagoa a um reator anaeróbio de manta de lodo. Caso, ao longo do período de operação da lagoa, a carga orgânica afluente diminua a valores inferiores a 0,1 kgDBO/m³.d, ou o tempo de retenção se torne inferior a 3 dias, existe a possibilidade de desequilíbrio entre as bactérias acidogênicas e as metanogênicas, que necessitam de um período maior para desenvolvimento. Nesse caso prevaleceria a fase acidogênica com o consequente acúmulo de ácidos, com possível desprendimento de gás sulfídrico, gerando maus odores.

Taxa de aplicação volumétrica e tempo de retenção hidráulico

As lagoas anaeróbias podem ser dimensionadas pelo critério de tempo de retenção hidráulico (TDH), ou de taxa de aplicação volumétrica (L_v).

A taxa de aplicação volumétrica (L_v) geralmente é dada em KgDBO/m³.dia, sendo estabelecida em função da necessidade de um determinado volume da lagoa anaeróbia para a conversão da carga de DBO aplicada (VON SPERLING,2002).

Já o TDH, como destacam Jordão & Pessoa (2009) , deve ser, no mínimo, o necessário para o desenvolvimento das bactérias anaeróbias formadoras de metano, que requerem, para tanto, 2 a 5 dias, considerando o crescimento rápido.

No entanto, principalmente para o caso dos lixiviados de aterros sanitários, que apresentam características muito distintas dos esgotos sanitários, o dimensionamento da lagoa anaeróbia deve ser pautado pelo **critério da taxa de aplicação volumétrica**, em detrimento do TDH. Essa orientação se deve ao fato de que “*certos despejos, como os industriais, podem variar bastante a relação entre a vazão e a concentração de DBO*” (VON SPERLING, 2002), além de se considerar que a L_v podem também variar em função da temperatura.

Portanto, apesar do critério determinante para o dimensionamento das lagoas anaeróbias ser a L_v , deve-se tentar atender também ao critério de TDH. Cabe ressaltar, que o atendimento a tais critérios deve se dar para as características dos lixiviados desde o início da operação até o pós-encerramento, tendo em vista sua grande variabilidade quali e quantitativa ao longo do tempo. Como alternativa para se alcançar esses objetivos, tem-se a etapalização da implantação das lagoas anaeróbias ao longo da vida útil do aterro.

Os valores constantes da Tabela 3.15 foram propostos por Mara, *et al* (1992), referentes às taxas admissíveis para a L_v aplicadas aos esgotos sanitários, variando conforme a temperatura, donde percebe-se claramente, que as melhores L_v ocorrem para valores de temperatura situados entre 15 a 30°C. Já para temperaturas abaixo de 15°C observa-se forte queda no desempenho da lagoa, devido a grande queda na taxa de aplicação volumétrica.

Tabela 3.15 – Taxas de aplicação volumétrica para lagoas anaeróbias tratando esgoto sanitário, em função da temperatura

Temperatura média do ar no mês mais frio – T (°C)	Taxa de aplicação volumétrica admissível - L_v (Kg DBO/m ³ .d)
10 a 20	$0,02T - 0,1$
20 a 25	$0,01T + 0,1$
> 25	0,35

Fonte: Mara, *et al* (1992).

No entanto, Mara, *et al* (1992) destacam que valores inferiores a 0,1 KgDBO/m³.d impedem o desenvolvimento de condições anaeróbias. McGarry & Pescod, *apud* Mara, *et al* (1992) ainda ressaltam que, para efluentes com cargas elevadas ($1.000 < \text{DBO} < 30.00\text{mg/L}$, ou superiores) a L_v pode ser bem mais elevada, assumindo valores entre 0,3 a 0,75KgDBO/m³.d, desde que a carga de sulfatos seja inferior a 0,5 Kg SO₄/m³.d. Este seria o caso de lixiviados “jovens” quando apresentam cargas elevadas de matéria orgânica. No entanto, o estudo de Mara *et al*,

não considerou a cinética da degradação do efluente a ser tratado, o que pode influenciar consideravelmente o desempenho das lagoas.

Em relação ao tempo de detenção hidráulico, é importante que esse esteja situado entre 3 a 6 dias, com o intuito de se manter uma população bacteriana estável. O TDH pode ser obtido pela Equação 3.11.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (3.11)$$

Onde:

TDH = tempo de detenção (dias);

Q = vazão média afluyente (m³/d);

V = volume da lagoa (m³).

b) Eficiências de remoção de matéria orgânica

Para a obtenção da eficiência de remoção em termos de matéria orgânica ainda são utilizados critérios empíricos tendo em vista que ainda não estão disponibilizados modelos matemáticos conceituais de utilização generalizada. Mara (1997) *apud* Von Sperling (2002) propõe eficiências de remoção de DBO em função da temperatura, apresentadas na Tabela 3.16.

Tabela 3.16 – Eficiências de remoção de DBO para lagoas anaeróbias tratando esgoto sanitário, em função da temperatura

Temperatura média do ar no mês mais frio – T (°C)	Eficiência de remoção de DBO* – E (%)
10 a 25	2T + 20
> 25	70

* a DBO aqui mencionada refere-se à DBO total, sem distinção da solúvel x particulada.

Fonte: Mara (1997) *apud* Von Sperling (2002).

c) Problemas operacionais

Von Sperling (2002), destaca que para um bom desempenho das lagoas anaeróbias, é essencial que haja, de fato, a ausência de oxigênio, temperatura do afluyente acima de 15°C e a permanência do pH maior ou igual a 7, para que se estabeleçam condições para o

desenvolvimento das bactérias envolvidas no processo. Isto porque, no processo de conversão anaeróbia da matéria orgânica estão envolvidas duas etapas, acidogênica e metanogênica (anaeróbia estrita), desempenhadas por dois grupos de bactérias específicos, a saber bactérias acidogênicas e metanogênicas, respectivamente. Tais condições também são importantes para se evitar a emissão de odores, que podem ocorrer devido à liberação de gás sulfídrico (H_2S), caso a lagoa anaeróbia não esteja em equilíbrio. Como destacam Von Sperling (2002), e Mara, *et al* (1992) os problemas de odores podem ocorrer para efluentes com elevadas concentrações de sulfato no afluente, ou valores de pH abaixo de 7. Nas condições de pH próximo à neutralidade, a maior parte dos sulfetos estará presente na forma íon bissulfeto (HS^-). Já König (2000), restringe ainda mais a faixa de pH ideal para o equilíbrio das bactérias acidogênicas e metanogênicas, para valores entre 6,8 e 7,4.

3.5.6.6 Experiências de lagoas de estabilização tratando lixiviados de aterros sanitários

Apesar de fortemente empregadas, no Brasil, para o tratamento de lixiviados, ainda são poucos os trabalhos científicos referentes ao desempenho obtido por estes sistemas. A Tabela 3.17 reúne informações sobre algumas experiências anteriores retratando o emprego de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 3.17 -- Experiências de lagoas de estabilização tratando lixiviados de aterros sanitários

DQO lixiviado bruto (mg/L)	DBO/DQO lixiviado bruto	pH lixiviado bruto	Tipo de tratamento	Porte	TDH (dias)	Efic. rem. DQO (%)	Efic. rem. DBO (%)	Efic. rem. N- amon. (%)	Referência
5518	0,7	5,8	Lagoa aerada	1000 m³	>10	97	-	-	Robinson, H.D.; Grantham, G (1988)
765-3090	0,43-0,53	8,7-12,5	1) Lagoa aerada 2) Lagoa de polimento (escala de laboratório)	1) 17L 2) 9,7L	1) 16-22 2) 9,1-12,6	55-64	-	-	Frascari, D.; Bronzini, F.; Giordano, G.; Nocentini, M. (2004)
5050	0,25	8,3	Lagoa não-aerada	9960m²	32	40	-	-	Frascari, D.; Bronzini, F.; Giordano, G.; Nocentini, M. (2004)
3287	0,40	9	1) Lagoa não-aerada 2) Lagoa fotossintética 3) Lagoa fotossintética	1) 5m³ 2) 8,37m³ 3) 6,25m³	42	60	80	84	
2569	0,04	8	1) Lagoa aerada 2) Lagoa facultativa 3) Lagoa facultativa 4) Lagoa facultativa	1) 2,65m³ 2) 2,65m³ 3) 4,45m³ 4) 4,45m³	42	42	-	60	Fernandes, F.; Castilhos, A.B.; Lange, L.C.; Lopes, D.D.; Costa, R.H.R.; Silva, S.M.; Martins, C.L.; Ferreira, C.F.; Moravia, W.G. (2009)
2430	0,07	8,3	1) Lagoa aerada de mistura completa 2) Lagoa de decantação	1) 250m³ 2) 100m³	1) 5 2) 2	12	51	16	
3057	0,05		1) Tanque de stripping 2) Lagoa aerada de mistura completa 3) Lagoa de decantação	1) 1.000m³ 2) 250m³ 3) 100m³	1) 20 2) 5 3) 2	33	46	23	

3.6 Legislações correlatas

A verificação das condições de lançamento do efluente tratado é essencial para que seja garantida a preservação da qualidade das águas do corpo receptor não alterando seus usos previstos, segundo a Classe de enquadramento de suas águas. Essa verificação irá subsidiar a determinação das medidas de controle necessárias para garantir a preservação da qualidade das águas e o atendimento às legislações ambientais aplicáveis.

A definição dos usos atribuídos às classes de corpos d'água, bem como as condições e padrões de qualidade das águas, definidos por classe e para o lançamento de efluentes nos referidos corpos hídricos, está contida nas seguintes legislações respeitadas suas esferas de aplicação:

- em âmbito federal, o CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) publicou as Resoluções CONAMA nº 357/05 e nº 430/2011, sendo que esta última trouxe alterações e complementações à primeira;
- em âmbito estadual o COPAM (Conselho Estadual de Política Ambiental), conjuntamente com o CERH (Conselho Estadual de Recursos Hídricos) publicou a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008.

A recente publicada, Resolução CONAMA nº 430/2011, trouxe alterações significativas para a gestão de efluentes no cenário nacional. Algumas delas, dizem respeito ao tratamento específico dado às estações de tratamento de esgotos sanitários (ETE), dedicando uma Seção específica a este tema, sendo abordada a condição do tratamento combinado de lixo de aterro sanitário em ETE.

Essa Resolução prevê, na Seção III, artigo 21, parágrafo 2º, a não exigência do padrão de nitrogênio amoniacal total para sistemas de tratamento de esgotos sanitários, contemplando também, aquelas ETE que recebam lixiviados de aterros sanitários. No entanto, o artigo 16, da Seção II, que relaciona as condições e padrões a serem seguidas para o lançamento de efluentes, prevê que tais condições deverão ser seguidas inclusive para aqueles efluentes *“oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem”* (artigo 16, parágrafo 1º). Dentre tais padrões de lançamento está previsto o parâmetro nitrogênio amoniacal total, com o valor máximo de 20mg/L. Dessa forma, conclui-se que a legislação

nacional manteve a exigência do parâmetro nitrogênio amoniacal para os sistemas de tratamento de efluentes de aterros sanitários, dispensando o referido parâmetro, apenas para a situação de tratamento combinado de efluente em ETE.

Apesar dessas considerações, o diploma legal referente às condições e padrões de lançamento de efluentes, aplicável em Minas Gerais, permanece sendo a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008, editada anteriormente à Resolução CONAMA 430/2011. Nas situações pontuais em que a norma Estadual, não contemplar aspectos previstos na norma Federal, ou que ocorrer determinação menos restritiva que a Federal, prevalecerão as definições previstas na Resolução CONAMA. Dessa forma estará assegurada a hierarquia das legislações, em que as de menor grau devem obedecer às de maior grau.

Sob esse entendimento, e considerando as determinações previstas nos diplomas legais supracitados, o lançamento do efluente no corpo receptor deve atender, no mínimo, a duas condições, descritas na sequência e na Tabela 3.18.

Art. 27. Nas águas de classe especial é vedado o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos domésticos, agropecuários, de aquicultura, industriais e de quaisquer outras fontes de poluição, mesmo que tratados.

§ 1º Nas demais classes de água, o lançamento de efluentes deverá, simultaneamente:

I - atender às condições e padrões de lançamento de efluentes;

II - não ocasionar a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade de água, estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência.

Art. 29. Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedeçam as condições e padrões previstos neste artigo, resguardadas outras exigências cabíveis:

§ 1º O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

§ 2o Os critérios de toxicidade previstos no § 1o devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos, e realizados no efluente.

§ 3o Nos corpos de água em que as condições e padrões de qualidade previstos nesta Deliberação Normativa não incluam restrições de toxicidade a organismos aquáticos, não se aplicam os parágrafos anteriores.

§ 4o Condições de lançamento de efluentes:

I - pH entre 6,0 a 9,0;

II - temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;

III - 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;

IV - regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;

V - óleos e graxas:

a) óleos minerais: até 20mg/L;

b) óleos vegetais e gorduras animais: até 50mg/L.

VI - ausência de materiais flutuantes;

VII – DBO: até 60 mg/L ou:

a) tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais;

b) tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 75% e média anual igual ou superior a 85% para os demais sistemas.

VIII - DQO - até 180 mg/L ou:

a) tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais;

b) tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 70% e média anual igual ou superior a 75% para os demais sistemas;

(...)

IX – Substancias tensoativas que reagem com azul de metileno: até 2,0 mg/L de LAS, exceto para sistemas públicos de tratamento de esgotos sanitários;

X – Sólidos em suspensão totais até 100 mg/L, sendo 150 mg/L nos casos de lagoas de estabilização.

(Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008)

Tabela 3.18 — Padrões de lançamento de efluentes, segundo DN Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008.

Parâmetros	Valor máximo
Arsênio total	0,2 mg/L
Bário total	5,0 mg/L
Boro total	5,0 mg/L
Cádmio total	0,1 mg/L
Chumbo total	0,1 mg/L
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg/L
Cobre dissolvido	1,0 mg/L
Cromo total	0,5 mg/L
Estanho total	4,0 mg/L
Ferro dissolvido	15,0 mg/L
Fluoreto total	10,0 mg/L
Manganês dissolvido	1,0 mg/L
Mercurio total	0,01 mg/L
Níquel total	1 mg/L,0
Nitrogênio amoniacal total*	20,0mg/L
Prata total	0,1 mg/L
Selênio total	0,30 mg/L
Sulfeto	1,0 mg/L
Zinco total	5,0 mg/L
Clorofórmio	1,0 mg/L
Dicloroetano	1,0 mg/L
Fenóis totais	0,5 mg/L
Tetracloroeto de carbono	1,0 mg/L
Tricloroetano	1,0 mg/L

* Não aplicável para sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Fonte: DN Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008.

Cabe ressaltar que as legislações mencionadas também prevêm a exigência de estudo de autodepuração para a verificação da capacidade de suporte de carga do corpo de água receptor, a ser exigido no processo de regularização ambiental ou de renovação de licença ambiental, para aos empreendimentos de significativo impacto ambiental. Para esse estudo, deverão ser observados os valores do efluente a ser lançado no corpo receptor e as condições de qualidade das águas do corpo receptor.

4 METODOLOGIA

4.1 Levantamento e sistematização dos dados

Conforme já explicitado anteriormente, para o desenvolvimento da pesquisa foram utilizados dados primários e secundários referentes ao lixiviado de alguns aterros sanitários em operação no Estado de Minas Gerais, contemplando alguns parâmetros físico-químicos e biológicos dos lixiviados bruto e tratado.

Os dados secundários foram aqueles constantes dos relatórios de automonitoramento exigidos como condicionantes do licenciamento ambiental, e apresentados ao Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais (SISEMA). A obtenção desses dados foi realizada por meio de consulta aos processos de licenciamento ambiental em trâmite no SISEMA, via formalização de pedidos de “vistas” aos referidos processos. O período de abrangência desses dados variou especificamente para cada aterro, dependendo do período de licenciamento e idade de cada uma dessas unidades.

Os dados primários, aqui tratados como dados experimentais, foram gerados a partir de análises laboratoriais realizadas no período fevereiro de 2011 a fevereiro de 2012, em amostras de lixiviados bruto e tratado, de quatro aterros sanitários, que adotam lagoas de estabilização em sua configuração de tratamento.

Todos os dados obtidos foram organizados, de forma padronizada, em planilhas eletrônicas, em ordem cronológica de amostragem, com o intuito de facilitar sua consulta e manuseio.

4.2 Seleção da amostra

Para a seleção da amostra tanto dos dados primários, como secundários tomou-se como universo os trinta e dois aterros sanitários que operavam em Minas Gerais, no ano de 2009, tendo por base os dados publicados pela FEAM (FEAM, 2010).

4.2.1 Dados secundários

Os períodos de abrangência dos dados secundários variam de forma específica para cada um dos aterros estudados, conforme a idade desses empreendimentos, compreendida de 1 a 13 anos.

A partir do universo de 32 aterros sanitários licenciados pelo COPAM, ano base 2009, foram adotados três critérios de seleção descritos na sequência.

1º Critério de seleção: abordar aterros sanitários que disponham de sistema que tratem, exclusivamente, lixiviados de aterros sanitários. Foi necessária a identificação daqueles aterros sanitários que tinham o lixiviado encaminhado para tratamento em Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) municipal. Esse levantamento foi importante para exclusão desses empreendimentos, tendo em vista a existência de inúmeros fatores que influenciam o desempenho de ETE que tratam, de forma conjugada, esgotos sanitários e lixiviados de aterros sanitários. Sob essa ótica, foram descartados seis aterros sanitários.

2º Critério de seleção: descartar aqueles aterros sanitários que atendiam a municípios com população urbana inferior a 20.000 habitantes, tendo por base a Contagem Populacional do IBGE 2007. Esse critério fundamentou-se na baixa vazão de lixiviado associada a esse porte de aterro e na dificuldade que, por vezes, esses municípios possuem para uma operação adequada de todas as estruturas de um aterro sanitário, o que poderia comprometer, em muito, a operação da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL). Sob esse critério, foram descartados três aterros sanitários.

3º Critério de seleção: descartar aqueles aterros que não haviam conseguido dar partida ao sistema de tratamento, até o início de 2009. Sob esse critério, foram descartados quatro aterros sanitários.

Foram, então, descartados ao todo, 13 aterros sanitários dentre os 32 que estavam em operação, em 2009, fechando a amostra em 19 aterros a serem estudados, com dados secundários. A Figura 4.1 e Tabela 4.1 apresentam as características desses 19 aterros.

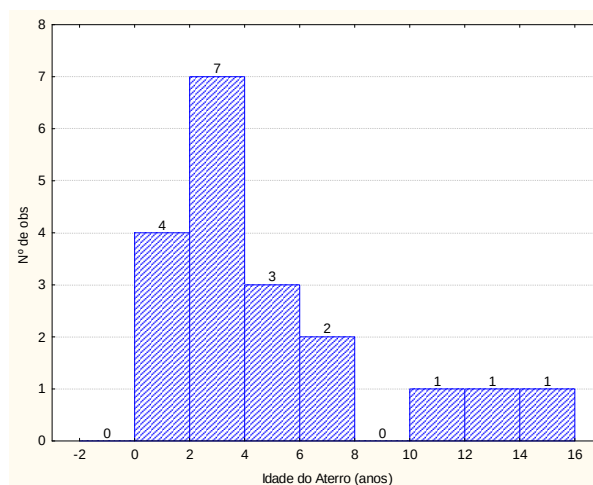


Figura 4.1- Histograma de distribuição de frequência dos 19 aterros sanitários, em função da idade do aterro

Tabela 4.1 – Identificação aterros sanitários por idade de aterramento e distância

Identificação do Aterro	Idade do Aterro (anos) ¹	Dist. a BH (km)	Faixa de idade (anos)
A*1	1,9	115	1 a 2
A2	1,7	196	
A3	1,3	390	
A4	1,6	600	
A5	2,1	82	2 a 4
A6	2,4	101	
A7	2,6	295	
A8	2,7	367	
A9	2,2	500	
A10	3,8	515	
A11	2,8	596	5 a 8
A12	7,2	211	
A13	5,3	218	
A14	6,6	274	
A15	5,1	444	
A16	5,7	471	10 a 15
A17	14,4	26	
A18	10,1	480	
A19	13,4	540	

* A: Aterro Sanitário

4.2.2 Dados primários

Conforme já citado na Revisão da Literatura, o lixiviado varia sua composição de forma significativa ao longo do tempo, sendo a idade do aterramento um dos fatores que contribuem para essa variação. Diante disso, a seleção de 4 aterros pautou-se, na idade do aterro e, posteriormente, na facilidade logística de coleta das amostras. A Figura 4.1 e Tabela 4.1 apresentam as características dos 19 aterros pré-selecionados, podendo-se identificar a idade

dos aterros e a distância, desses, a Belo Horizonte. Assim, buscou-se amostrar faixas de idade mais detalhadas que as faixas usuais retratadas na literatura internacional, não abordando, apenas, os aterros com idade superior a 20 anos de operação, não encontrados no universo estudado.

Dentre esses 19 aterros, selecionaram-se quatro, para a obtenção de dados primários, devido à escassez de recursos financeiros para a realização das análises laboratoriais.

Dessa forma, foram selecionados os aterros A2, A5, A12 e A17 para realização das análises laboratoriais e obtenção dos dados primários.

4.3 Obtenção dos dados primários

Os aterros sanitários A2, A5 e A12 contaram com dois pontos de amostragem, em cada campanha, sendo um ponto a montante e um a jusante do tratamento do lixiviado. Apenas o aterro A17 contou com quatro pontos de amostragem, com o intuito de se possibilitar análise distinta de cada etapa de seu tratamento, devido à configuração específica, e atípica, de seu sistema de tratamento. Dessa forma, foram monitorados 10 pontos de amostragem, entre os meses de fevereiro de 2011 a fevereiro de 2012.

Inicialmente a frequência de coleta/amostragem nos quatro aterros selecionados seria mensal para a maior parte dos parâmetros. No entanto, após o início das coletas, observou-se que três desses aterros (A2, A5 e A12) apresentavam vazão de lixiviado muito baixa, sendo relatado pelos gestores dos empreendimentos, que durante o período de seca, não havia vazão suficiente para a chegada do lixiviado ao sistema de tratamento. Por esse motivo, para esses três aterros o período de coleta foi alterado, sem previsão de coleta no período de seca (junho a agosto de 2011). Alterou-se, portanto, o período e frequência de coleta. Mantiveram-se frequências quinzenais, no período de chuva (janeiro/2011 a maio/2011; e outubro/2011 a fevereiro/2012). Apenas um dos aterros, por ser de maior porte e mais antigo, apresentava vazão suficiente para a realização da pesquisa ao longo de todo o ano hidrológico, tendo sido mantida sua frequência mensal de coleta.

Os aterros A2, A5 e A17 contaram com 10 coletas e apenas o aterro A12 permaneceu com 8 coletas.

Os parâmetros investigados foram aqueles comumente empregados na caracterização convencional de lixiviados de aterros sanitários. Vários desses parâmetros estão listados na Nota Técnica da FEAM/DIMOG nº 03/2005 (ANEXO), que “*estabelece critérios para o monitoramento dos efluentes líquidos, águas superficiais e águas subterrâneas associados a aterros sanitários*”, sendo utilizada como orientação para o estabelecimento dos planos de monitoramento de aterros sanitários no Estado de Minas Gerais. Os procedimentos adotados para a coleta, preservação das amostras e execução das análises laboratoriais estão em conformidade com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os referidos parâmetros, bem como a frequência de amostragem e método analítico, estão descritos na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Relação de parâmetros, pontos e nº de amostragem

Parâmetros	N – nº observações aterro A12	N – nº observações aterros A2, A5 e A17	Frequênc ia de amostrag em proposta	Limite detecção	Método analítico
Cádmio total	1	2	semestral	0,0005	GFAAS
Chumbo total	1	2	Semestral	0,005	GFAAS
Cobre dissolvido	1	2	Semestral	0,004	ICP OES/FAAS
Cromo total	1	2	Semestral	0,04	ICP OES/FAAS
Níquel total	1	2	Semestral	0,004	GFAAS
Condutividade elétrica	8	10	Mensal	--	Condutimetria SM 2510 B/2005
Cor verdadeira	8	10	Mensal	10	Colorimetria SM 2120 C/2005
pH	8	10	Mensal	--	Potenciometria SM 4500-H+ B /2005
Turbidez	8	10	Mensal	0,5	Turbidimetria SM 2130 B/2005
DBO	8	10	Mensal	2,0	Diluição/quimioluminiscência SM 5210 B e 4500-O
DQO	8	10	Mensal	5,0	Titulometria ABNT NBR 10357/1988
Nitrogênio amoniacal	8	10	Mensal	0,1	Espectrofotometria ABNT NBR 10560/1988
Nitrogênio Orgânico	8	10	Mensal Mensal	0,1	Espectrofotometria SM 4500-N-org B/2005
Sólidos Totais (103-105°C)	8	10	Mensal	2	Gravimetria ABNT NBR 10664/1989
Sólidos em Suspensão (103-105°C)	8	10	Mensal	2	Gravimetria ABNT NBR 10664/1989
Sólidos Dissolvidos Totais (103-105°C)	8	10	Mensal	2	Gravimetria ABNT NBR 10664/1989
Sólidos Fixos (550°C)	8	10	Mensal		ABNT NBR 10664/1989
Sólidos Voláteis (550°C)	8	10	Mensal		ABNT NBR 10664/1989
Coliformes termotolerantes	8	10	Mensal	2	Tubos múltiplos SM 9221 E/2005
Teste de ecotoxicidade aguda	2	4	Trimestral	--	<i>Ceriodaphnia dubia</i> ABNT NBR 12713/2004

Os pontos de amostragem dos aterros A2, A5 e A12 situavam-se nas caixas de entrada (montante do tratamento) e saída do tratamento (jusante do tratamento). Já o aterro A17, por sua configuração atípica já mencionada anteriormente, contou com pontos de amostragem situados nas caixas de entrada e saída de cada uma das unidades do tratamento. Na Tabela 4.3 são descritos os pontos e as datas de coleta .

Tabela 4.3 – Descrição dos pontos e datas de coleta das amostras

Ponto amostragem	Id. campanha	Data coleta	Parâmetros analisados de acordo com frequência prevista*	Id. campanha	Data coleta	Parâmetros
Aterro A2	1ª	17/03/11	mensais, trimestral, semestrais	6ª	04/10/11	mensais
Ponto A2M: Montante do tratamento	2ª	05/04/11	mensais	7ª	22/11/11	mensais, trimestral, semestrais
	3ª	28/04/11	mensais	8ª	01/12/11	mensais
Ponto A2J: Jusante do tratamento	4ª	10/05/11	mensais, trimestral	9ª	13/12/11	mensais
	5ª	19/05/11	mensais	10ª	24/01/12	mensais, trimestral
Aterro A5	1ª	15/02/11	mensais, trimestral, semestrais	6ª	10/10/11	mensais
Ponto A5M: Montante do tratamento	2ª	31/03/11	mensais	7ª	22/11/11	mensais, trimestral
	3ª	14/04/11	mensais	8ª	19/01/12	mensais
Ponto A5J: Jusante do tratamento	4ª	05/05/11	mensais, trimestral, semestrais	9ª	31/01/12	mensais
	5ª	17/05/11	mensais	10ª	07/02/12	mensais, trimestral
Aterro A12	1ª	24/03/11	mensais, trimestral, semestrais	5ª	24/05/11	mensais
Ponto A12M: Montante do tratamento	2ª	12/04/11	mensais	6ª	24/11/11	mensais
Ponto A12J: Jusante do tratamento	3ª	03/05/11	mensais	7ª	17/01/12	mensais
	4ª	12/05/11	mensais, trimestral	8ª	26/01/12	mensais
Aterro A17	1ª	17/02/11	mensais, trimestral, semestrais	6ª	19/07/11	mensais
Ponto A17M LA: Montante da Lagoa Anaeróbia	2ª	22/03/11	mensais	7ª	16/08/11	mensais, trimestral, semestrais
Ponto A17J LA: Jusante da Lagoa Anaeróbia	3ª	19/04/11	mensais	8ª	06/10/11	mensais
Ponto A17M LF: Montante da Lagoa Facultativa	4ª	26/05/11	mensais, trimestral	9ª	17/11/11	Parâmetros de frequências: mensais
Ponto A17J LF: Jusante da Lagoa Facultativa	5ª	28/06/11	mensais	10ª	29/11/11	mensais, trimestral

Legenda:

*** Parâmetros de frequência mensal:** condutividade elétrica, cor, pH, turbidez, DBO, DQO, nitr. amon., nitr. org., ST, SS, SD, SF, SV, Coliformes

Parâmetros de frequência trimestral: ecotoxicidade aguda

Parâmetros de frequência semestral: cádmio, chumbo, cobre, cromo, níquel

As coletas/amostragens foram executadas pela aluna. Já as análises laboratoriais foram realizadas pelo CETEC (Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais), por meio da parceria firmada com a FEAM.

Os aterros sanitários estudados terão suas identificações preservadas, sendo identificados por códigos.

4.4 Obtenção dos dados secundários

Os dados secundários foram obtidos a partir da análise dos automonitoramentos, constantes dos processos de licenciamento ambiental dos aterros sanitários estudados. Tentou-se, sempre que possível, consultar os projetos das ETL com o intuito de obter os parâmetros e critérios de dimensionamento desses sistemas. Devido à dificuldades na consulta aos processos, foi possível o acesso a apenas cinco desses projetos.

Ao se proceder à coleta dos dados secundários, percebeu-se que, em muitas situações, o sistema de tratamento de lixiviados não apresentava vazão efluente ao tratamento, contando apenas com vazão afluyente, ou seja, apenas lixiviado bruto. Diante a elevada ocorrência dessa situação, iniciou-se a análise também dos relatórios das visita técnica realizadas pelo órgão ambiental aos aterros sanitários, ao longo dos anos de 2010 ou 2011, e disponibilizados pela FEAM. Nesse sentido, foi possível a consulta aos relatórios de visita técnica de todos os aterros sanitários estudados.

4.5 Análise dos dados

Foi realizada a estatística descritiva de todos os dados obtidos, contemplando médias aritmética, mediana, moda, valores máximos e mínimos, amplitude (máximo – mínimo), quartis inferior e superior, percentis de 10 e de 90%, desvio padrão, coeficiente de variação (CV), assimetria e curtose.

Os dados do lixiviado bruto foram comparados aos valores típicos retratados pela literatura nacional e internacional, e com aqueles adotados no projeto de dimensionamento das respectivas Estações de Tratamento de Lixiviados – ETL.

Calcularam-se as eficiências de remoção obtidas em relação aos parâmetros estudados e as taxas de violações aos valores estabelecidos pelas legislações pertinentes, a saber: Resoluções CONAMA nº 357/2005 e 430/2011; e Deliberação Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008.

As ETL também foram analisadas, de forma comparativa, em relação às características dos lixiviados, buscando a identificação de estações que apresentem melhor desempenho. Em outra análise comparativa procurou-se identificar existência de diferenças estatisticamente significativas entre os resultados médios (mediana) obtidos para as ETL estudadas. Para tanto, após verificar se os dados seguem, ou não, uma distribuição normal, foram empregados testes paramétricos/não paramétricos, respectivamente. No entanto, a maior parte dos dados dispunham de amostras relativamente pequena para identificação do tipo de distribuição que esses seguiam. Nesses casos, foram aplicados testes não paramétricos.

Entre os testes não paramétricos disponíveis, quais sejam, Kruskal-Wallis analysis of ranks; Median test; e Qui-quadrado; optou-se pelo emprego do teste Kruskal-Wallis, desenvolvido no software Statística 6.1. Cabe ressaltar que quando as amostras foram maiores, ou os grupos foram maiores que 5, tem-se que a estatística de teste H tem uma distribuição que se aproxima da qui-quadrado. Nesses casos, o H_{calc} foi comparado com um $X^2_{\alpha;gl}$, com $(k-1)$ graus de liberdade.

O teste de classificação de Kruskal-Wallis identifica se existem diferenças significativas entre medianas dos grupos analisados.

Para tanto, considerou-se para o teste de hipóteses:

H_0 : não há diferença significativa entre as medianas dos grupos analisados.

H_1 : as medianas, dos grupos analisados, diferem significativamente entre si

Estatística H do teste de Kruskal-Wallis:

$$H = \left[\frac{12}{N(N+1)} \sum_{j=1}^k \frac{R_j^2}{n_j} \right] - 3(N+1) \quad (4.1)$$

Onde:

N = número total de observações

n_j = número de observações em cada amostra

R_i = soma dos postos em cada amostra

Quando os testes supracitados apontaram para existência de diferença significativa entre as ETL analisadas, considerando o nível de significância de 5%, e 1%, aplicaram-se testes de comparações múltiplas que permitem uma comparação simultânea entre todos os resultados obtidos e a verificação de quais ETL apresentaram desempenhos diferenciados.

Para identificar entre quais grupos, especificamente, ocorrem as diferenças significativas, procedeu-se ao teste “*Multiple comparisons of mean ranks for all groups*”, também desenvolvido no Statistica 6.1.

Sabendo-se que a qualidade do lixiviado varia, principalmente em relação a idade do aterro sanitário, buscou-se então, identificar para quais tipos de lixiviados os processos de tratamento empregados foram mais eficientes em termos de remoção de poluentes.

As estatísticas descritivas dos dados e os testes estatísticos aplicados foram desenvolvidos em planilhas do software Microsoft Office Excel 2007 ou no “software” Statistica 6.1.

Todas as análises e testes estatísticos, descritos acima, foram realizados apenas quando a quantidade e qualidade dos dados assim os permitiu.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 *Dificuldades encontradas na obtenção dos dados e limitações do trabalho*

5.1.1 Considerações referentes aos dados secundários

O monitoramento ambiental dos aterros sanitários, bem como dos sistemas de tratamento de lixiviados é desenvolvido, no estado de Minas Gerais, sob a modalidade de automonitoramento. Neste modelo, o monitoramento é desempenhado pelo próprio empreendedor, como uma condicionante do licenciamento ambiental. A Nota Técnica da FEAM/DIMOG nº 03/2005 “*estabelece critérios para o monitoramento dos efluentes líquidos, águas superficiais e águas subterrâneas associados a aterros sanitários*”, sendo utilizada como orientação para o estabelecimento dos planos de automonitoramento de aterros sanitários no Estado de Minas Gerais. No entanto, percebeu-se que, desde sua publicação, a maior parte dos gestores dos aterros sanitários não cumprem essa Nota Técnica, quer seja relativo à frequência de monitoramento, quer seja relativo à adoção dos parâmetros exigidos.

Dentre os 19 aterros previstos para serem estudados, a partir dos dados secundários, percebeu-se que, em 8 aterros, os sistemas de tratamento ainda se encontram em fase de enchimento, e para outros 3, não foram identificados monitoramentos do lixiviado bruto tratado. Dessa forma, observou-se que 58% dos 19 aterros previamente selecionados para o estudo não puderam ter seus sistemas de tratamento analisados em relação à eficiência de remoção de poluentes. No entanto, outras importantes considerações foram feitas para esses 8 aterros em fase de enchimento das lagoas.

O elevado grau de não conformidade dos automonitoramentos à referida Nota Técnica dificultou a realização da presente pesquisa, tanto pelos poucos dados disponíveis, quanto pela grande variabilidade de parâmetros analisados por sistema de tratamento, o que inviabilizou uma análise comparativa com grau de confiabilidade científica.

Ainda em relação aos dados secundários obtidos junto aos relatórios de automonitoramento, há que se destacar a dificuldade na obtenção desses dados por não estarem sistematizados junto ao órgão ambiental. Essa ausência de sistematização dos dados enviados pelos gestores das unidades, ou de relatórios anuais consolidados por parte do órgão ambiental, refletiu em

elevada morosidade na obtenção dos dados, e consequentemente na limitação das análises do presente trabalho.

Apesar de exigidos na fase de licenciamento ambiental, dados como previsão da quantidade e qualidade do lixiviado bruto e tratado, não há um acompanhamento da efetivação, na prática, desses parâmetros previstos na fase de projeto, tanto por parte do gestor do aterro sanitário, quanto por parte do órgão ambiental responsável. Essa ausência de acompanhamento dificultou a realização do trabalho, e expõe a fragilidade do acompanhamento do desempenho dos sistemas de tratamento, frente ao previsto na fase de projeto.

Outro importante aspecto a se considerar, reside no fato de que, na maior parte dos sistemas de tratamento estudados, não foi identificado nenhum dispositivo ou algum tipo de rotina de medição de vazão afluente ao sistema de tratamento. Foram encontradas situações que, mesmo quando tais dispositivos existiam, não havia a rotina de medição de vazão. Em outros casos, havia sim essa rotina, porém com frequências mensais de medição, frequência essa muito aquém do necessário ao acompanhamento da operação do sistema de tratamento. Essa deficiência em termos de medição de vazão em grande parte dos sistemas estudados pode ser considerada como um reflexo da ausência de exigência desse parâmetro na Nota Técnica FEAM/DIMOG nº 03/2005 o que impossibilitou, que no presente trabalho se procedesse a análise quanto às condições operacionais dos sistemas, sobrecarga ou subcarga para todos os sistemas analisados. Destaca-se que, essa análise consistia em um dos objetivos iniciais do trabalho, o qual necessitou ser descartado como análise de todos os sistemas, uma vez que a referida análise foi possível apenas para alguns sistemas isolados.

Após análise dos processos de licenciamento ambiental dos aterros sanitários estudados, pode-se constatar que não há uma exigência quanto à implantação de pluviômetros para a medição da precipitação incidente sobre a área do aterro, o que inviabilizou a análise acerca da efetividade dos modelos de previsão quantitativos do lixiviado bruto. Os baixos números de dados acerca da vazão de lixiviado afluente aos sistemas de tratamento também contribuíram para a não realização dessa análise.

Foram encontrados, para um mesmo parâmetro, distintos limites de quantificação, sendo que os resultados ora eram apresentados como “menores que o limite de quantificação”, ora como “não detectado”. Essa variabilidade torna frágil a análise entre esses resultados.

5.1.2 Considerações referentes aos dados primários

Buscou-se, a partir dos dados primários, se ter um maior conhecimento sobre desempenho médio efetuado pelas estações de tratamento de lixiviados - ETL, que operam em Minas Gerais, almejando-se um conhecimento geral. No entanto, não se pretendeu obter o real desempenho dessas estações, por ser essa uma tarefa que demandaria elevado tempo e custo financeiro. Não foram utilizados, por exemplo, traçadores para identificação dos tempos de detenção hidráulicos (TDH), regimes hidráulicos, dentre outros. As amostras de lixiviado bruto e tratado foram coletadas no mesmo dia, em um curto espaço de tempo entre elas, não se computando o TDH dos sistemas.

Dessa forma, os resultados apresentados se propõem a serem pontos iniciais de discussão, não encerrando, de forma alguma, a análise da complexidade do tema em estudo.

Dentre os quatro aterros sanitários estudados, apenas um destes, o AS2, apresentou dispositivo de medição de vazão, sendo esse efetuado diariamente pelo gestor da unidade. A ETL do AS17 apresentava configuração tal que viabilizou a medição de vazão a montante do tratamento quando da realização das coletas. Essa medição foi realizada com a utilização de proveta e cronômetro. Já os demais aterros (AS5 e AS12) não apresentaram configurações que viabilizasse tal medição.

5.2 *Panorama geral da gestão dos lixiviados de aterros sanitários em Minas Gerais*

A Figura 5.1 e Tabela 5.1 sintetizam, o panorama geral do tratamento dos lixiviados dos 32 aterros sanitários, incluindo aqueles que não foram objeto do presente estudo. Cabe ressaltar que, conforme já mencionado no capítulo referente à metodologia, as informações acerca do tratamento dos lixiviados, referem-se ao ano de 2009.

Panorama da gestão dos lixiviados em Minas Gerais

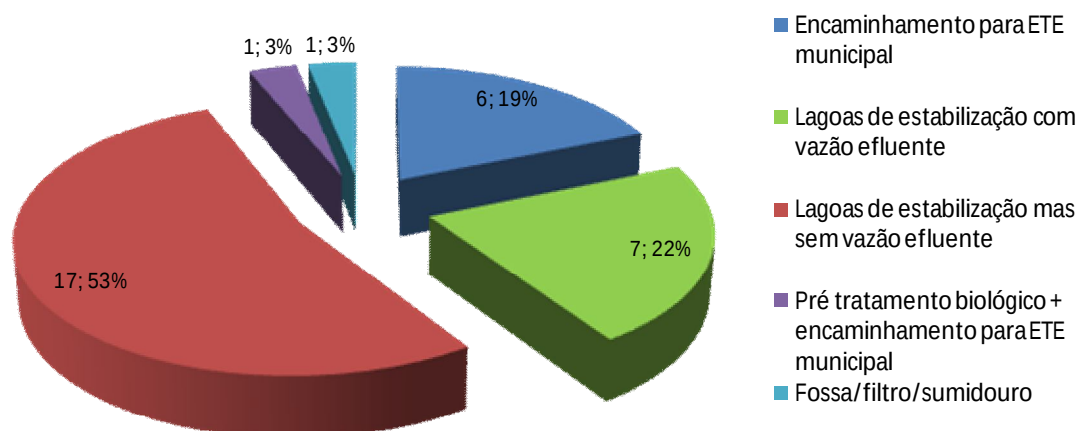


Figura 5.1- Panorama da gestão dos lixiviados dos aterros sanitários de Minas Gerais – ano- base 2009.

A tabela 5.1 apresenta, de forma mais detalha que a Figura 5.1, o tipo de destinação dos lixiviados gerados pelos aterros sanitários mineiros.

Tabela 5.1 – Panorama da gestão dos lixiviados dos aterros sanitários de Minas Gerais – ano-base 2009

Tipo de destinação - Geral	Nº - Geral	Tipo de destinação - Detalhada	Nº - detalhada	%
Encaminhamento para ETE municipal	6	Encaminhamento para ETE municipal	6	19%
Lagoas de estabilização com vazão efluente	7	Apenas lagoas de estabilização com vazão efluente	6	19%
		Lagoas de estabilização + UASB	1	3%
Lagoas de estabilização mas sem vazão efluente (indícios de operação como tanque de evaporação)	17	Lagoas de estabilização + UASB, mas sem vazão efluente	2	6%
		Lagoas de estabilização, mas sem vazão efluente	15	47%
Pré tratamento biológico + encaminhamento para ETE municipal	1	Pré tratamento biológico + encaminhamento para ETE municipal	1	3%
Fossa/filtro/sumidouro	1	Fossa/filtro/sumidouro	1	3%
Total	32		32	100%

A partir da análise da Figura 5.1 e Tabela 5.1, pode-se verificar que 6, ou 19% dos aterros sanitários encaminhavam seus lixiviados para tratamento em ETE municipal, combinados aos esgotos sanitários. Dentre os aterros que possuíam estação tratamento de lixiviado – ETL – no

próprio local, apenas dois não apresentaram algum tipo de lagoas de estabilização na configuração de sua ETL. Os demais 24 (75%) aterros sanitários, apresentavam lagoas de estabilização em sua configuração. No entanto, desse universo, 17 dessas ETL, não apresentavam vazão efluente, podendo-se inferir que, nesses casos, poderia não ter ocorrido o procedimento de “partida” da estação de tratamento. Foram então constatadas, apenas 7 ETL com lagoas de estabilização em sua configuração e que possuíam vazão efluente, sendo uma delas dotada de um reator UASB, situado entre as lagoas anaeróbia e facultativa.

Dessa forma, verifica-se que cerca de 70% das ETL que possuíam lagoas de estabilização em sua configuração dispunham de sistemas de tratamento que, apesar de dimensionados para operarem como lagoas de estabilização, acabam por desempenharem a função de tanques de acumulação e evaporação, já que não produzem vazão efluente ao sistema.

A partir da consulta aos relatórios das visitas técnicas realizadas pelo órgão ambiental a tais empreendimentos, e aos próprios projetos dessas unidades, constantes do processo de licenciamento ambiental, pôde-se sugerir, como possíveis causas à situação de ausência de vazão efluente ao tratamento, as listadas na sequência.

- Comprometimento nas estruturas do sistema de drenagem do lixiviado tendo em vista que mesmo em época de elevada precipitação, as vazões afluentes estavam abaixo do previsto em projeto. Tal fato evidencia possível falha na coleta e condução do lixiviado, do interior do maciço de resíduos, até o sistema de tratamento.
- Adoção, na fase de projeto, de modelos de previsão da vazão de lixiviado simplistas que não incorporam muitas variáveis, podendo resultar em vazões de projeto acima das verificadas em campo.
- Tendo por base apenas os três projetos que foram possíveis de serem analisados, notou-se que o dimensionamento desses sistemas de tratamento não incorporou a realização do balanço hídrico das lagoas de tratamento de lixiviados, como sugerido por Von Sperling, 2002. O autor ressalta a importância para um adequado cálculo de TDH (tempo de detenção hidráulico), da incorporação do balanço hídrico das unidades de tratamento, *“considerando as parcelas das vazões atribuídas à precipitação e à evaporação, realizando-se um balanço hídrico adequado”* (VON SPERLING, 2002). Em muitas situações esse balanço hídrico pode ser considerado desprezível, porém em

determinadas condições este pode assumir papel importante, por diminuir ou aumentar consideravelmente a vazão de efluente tratado na lagoa. Essas alterações referentes à vazão efluente estão relacionadas aos fatores climáticos, às elevadas áreas demandadas por essas lagoas, e também devido às elevadas variações quantitativas inerentes aos lixiviados de aterros sanitários, abordadas na revisão da literatura.

Em relação aos relatórios de automonitoramento consultados, ressalta-se que dentre os aterros com dados disponíveis para lixiviado bruto e tratado, em apenas três desses foram identificados registros de acompanhamento de vazão afluente ao sistema. Se considerarmos também a vazão efluente, esse número cai para um, evidenciando a baixa qualidade dos relatórios de automonitoramento estudados.

A Figura 5.1 apresenta a situação, em relação ao atendimento dos programas de automonitoramento analisados à Nota Técnica da FEAM/DIMOG nº 03/2005, considerando os oito relatórios de automonitoramento, que possuíam dados de lixiviado bruto e tratados.

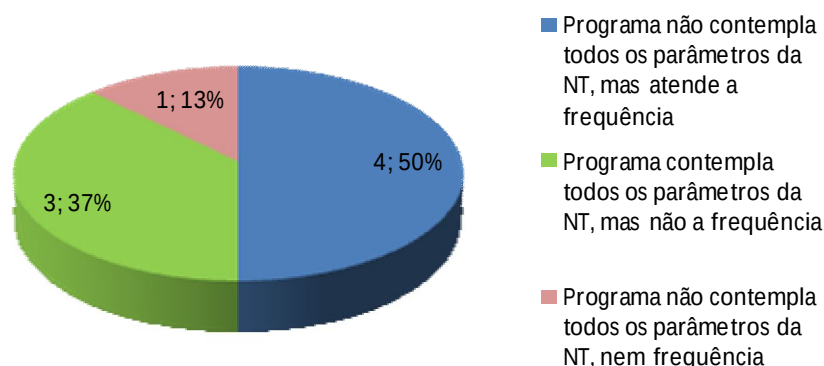


Figura 5.2- Atendimento aos parâmetros e frequência de monitoramento estabelecidos na Nota Técnica DIMOG nº 03/2005

A análise da Figura 5.1 permite verificar que, tomando-se por base os últimos dois anos de monitoramento, 50% dos programas avaliados, apesar de atenderem à frequência de monitoramento, não contemplavam todos os parâmetros previstos na Nota Técnica DIMOG nº 03/2005. Outros 37% contemplavam os parâmetros, porém não atendiam à frequência exigida, e finalmente, apenas um não contemplava nem os parâmetros, nem a frequência exigidos na referida Nota Técnica. E finalmente, 13% não contemplavam todos os parâmetros, nem a frequência exigida.

Foi analisado o importante instrumento referente à Declaração de Carga Poluidora – DCP, previsto na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008. Verificou-se que esse instrumento encontra-se ainda em fase inicial de efetivação. O relatório consolidado, gerado pela FEAM, referente aos anos base 2008 e 2009, não identificou nenhuma declaração relativa a aterros sanitários. O relatório referente ao ano-base 2010 não foi gerado pela FEAM por terem ocorridos problemas operacionais no processamento dos dados declarados. Encontra-se em fase final, o prazo (31 de março de 2012) para a declaração dos dados referentes ao ano-base 2011. Espera-se que, até junho de 2012 já se tenha o relatório consolidado, a partir do qual poderão ser realizados estudos mais detalhados sobre os lixiviados, em especial às cargas poluidoras dos efluentes oriundos dos aterros sanitários.

5.3 Análise de desempenho dos sistemas de tratamento estudados

A Tabela 5.2 apresenta as principais características das ETL dos 19 aterros pré-selecionados para o presente estudo, ressaltando o número de dados secundários obtidos.

Tabela 5.2- Dados secundários obtidos

Identificação do Aterro	Idade do Aterro (anos) ¹	Faixa de idade (anos)	Dist. a BH (km)	Nº de dados obtidos	Quantidade operada	Tratamento
AS1	1,9	1 a 2	115	*	40t/dia	Lagoa anaeróbia + UASB + lagoa facultativa
AS2	1,7		196	N=7	38t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
AS3	1,3		390	N=3	96t/dia	2 Lagoas anaeróbias + 1 facultativa
AS4	1,6		600	*	35t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
AS5	2,1	2 a 4	82	N=1	80t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
AS6	2,4		101	*	15t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
AS7	2,6		295	*	40t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
AS8	2,7		367	*	68t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
AS9	2,2		500	*	35t/dia	Lagoa anaeróbia + facultativa + polimento
AS10	3,8		515	N=5	30t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
AS11	2,8		596	N=2	60t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
AS12	7,2	5 a 8	211	N=1	20t/dia	Desarenador + lagoa anaeróbia + 2 lagoas facultativas
AS13	5,3		218	*	30t/dia	Gradeamento, desarenador, lagoa anaeróbia, UASB e lagoa facultativa
AS14	6,6		274	*	22t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
AS15	5,1		444	*	5t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa

Identificação do Aterro	Idade do Aterro (anos) ¹	Faixa de idade (anos)	Dist. a BH (km)	Nº de dados obtidos	Quantidade operada	Tratamento
AS16	5,7		471	*	280t/dia	2 Lagoas anaeróbias em série + 1 facultativa + 1 lagoa com leito de plantas macrófitas + 1 lagoa de maturação => efluente encaminhado para ETE municipal
AS17	14,4		26	N=103	350t/dia	Lagoa anaeróbia + UASB + lagoa facultativa
AS18	10,1	10 a 15	480	*	14t/dia	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
AS19	13,4		540	N=72	450t/dia	TPR (gradeamento + desarenador) + medidor Parshall + UASB (no local) + Filtro biológico + 70m de calha fluidizante => efluente encaminhado para ETE municipal.

* não há efluente de saída do sistema de tratamento.

aterros selecionados para obtenção dos dados primários

A partir da Tabela 5.2 nota-se que em onze dos dezenove aterros previsto para serem estudados, a partir dos dados secundários, os sistemas de tratamento ainda se encontravam em fase de enchimento, ou seja não apresentavam efluente de saída. Essas situações não puderam ser identificadas anteriormente à seleção da amostra.

Dessa forma, foram analisados os lixiviados de quatro aterros a partir de dados primários (AS2, AS5, AS12 e AS17) e oito a partir de dados secundários (AS2, AS3, AS5, AS10, AS11, AS12, AS17 e AS19).

Serão apresentados os resultados dos dados primários e secundários, de forma separada em itens específicos.

Os parâmetros de metais, coliformes e ecotoxicidade aguda serão analisados em separado dos demais parâmetros por terem apresentados valores fora do limite de quantificação, ou por apresentarem pequeno número de dados.

A análise descritiva apresentada para os dados contempla apenas os parâmetros estatísticos, sendo que as planilhas com todos os resultados estão disponíveis nos apêndices A a B.

5.3.1 Análise dos parâmetros de projeto de algumas ETL

Foi possível a obtenção dos parâmetros de projeto empregados nos projetos das ETL apenas para 5 dos aterros estudados, a saber: AS2, AS4, AS5, AS8 e AS11. Tais dados estão reunidos na Tabela 5.3.

Em nenhum dos projetos consultados, foi verificada a obtenção do valor do coeficiente de remoção de DBO (K), a partir de análise do próprio lixiviado. Verificou-se a adoção dos parâmetros de projetos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Os dados apresentados na Tabela 5.3 demonstram que os parâmetros de projeto referentes à Lv e Ls adotados nos projetos das ETL em questão, foram bastante parecidos entre si. A concentração de DBO afluente, adotada em todos os projetos, foi de 3.000mg/L, tendo sido este o valor estipulado pelo órgão ambiental quando da etapa de licenciamento ambiental.

Tabela 5.3- Parâmetros adotados nos projetos das ETL dos aterros AS2, AS4, AS5, AS8 e AS11

Parâmetros		AS2	AS4	AS5	AS8	AS11
Vazão média de projeto - inicial/final (L/s)		média 0,31/0,62	0,97	0,8	0,45	0,56
DBO afluente (mg/L)		3000	3000	3000	3000	3000
DBO efluente (mg/L)		68	167,8	38,3	235,5	-
Lv - Taxa de Aplicação Volumétrica para Lagoa anaeróbia (Kg DBO/haxdia)		0,4	0,35	0,4	0,35	0,32
Ls - Taxa de Aplicação Superficial para Lagoa facultativa (Kg DBO/haxdia)		240	240	200	240	230
Volume de armazenamento (m³)	Lagoa anaeróbia	205	717	525	363	481,5
	Lagoa facultativa	1990	3618	8514	1620	1988
Profundidade da lâmina d'água (m)	Lagoa anaeróbia	4	4	4	3	3,4
	Lagoa facultativa	2	2	2	2	1,4
Área (m²)	Lagoa anaeróbia	50	179	131	111	142
	Lagoa facultativa	995	1809	4257	2430	1420
TDH (Tempo de detenção hidráulica) dias	Lagoa anaeróbia	7,5	8,57	7,5	8,57	10
	Lagoa facultativa	75	43	122	42	82
Relações geométricas	Lagoa anaeróbia	8,5x8,5	14x13	21,5x21,5	11x11	15,5x15,5
	Lagoa facultativa	44x25	27x67	135x39	18x45	71,8 x 20,8
Relação L/B	Lagoa facultativa	1,76	2,48	3,46	2,50	3,45

As vazões de lixiviado afluente, previstas em projeto variaram de 0,45 e 0,97L/s. Em relação às profundidades adotadas, nota-se que essas são muito semelhantes.

As profundidades adotadas para as lagoas anaeróbias, variaram de 3 e 4m, enquanto que as lagoas facultativas foram quase todas de 2m, a exceção da lagoa do AS11, que adotou a profundidade de 1,4m. Essas profundidades estão situadas dentro das faixas indicadas pela literatura, podendo ser consideradas rasas. É importante observar que devido à grande variabilidade das vazões afluentes às estações, registrando períodos ocorrência de vazões nulas, essas lagoas podem atingir profundidades mais baixas que as previstas em projeto. As lagoas rasas, como apresentado na revisão da literatura, são mais afetadas pelas variações da temperatura ambiente ao longo do dia, podendo atingir condições anaeróbias em períodos quentes, devido ao aumento da taxa de decomposição de subprodutos da decomposição anaeróbia no lodo de fundo. Abaixo de certa profundidade na lagoa o ambiente torna-se impróprio para o desenvolvimento das algas. O pH pode se tornar elevado, o que acarreta a precipitação de fosfatos e a dessorção de amônia.

Os tempos de detenção hidráulico (TDH) das lagoas anaeróbias não variaram muito, estando situados entre 7,5 e 10 dias. Já o TDH das lagoas facultativas apresentou elevada variação entre 42 e 122 dias, valores esses muito superiores às faixas recomendadas por Qasim e Chiang (1994), 10 e 30 dias tratando lixiviados de aterros sanitários, e por Von Sperling (2002), Mara, *et al* (1992) e Kayombo, *et al* (2005), 15 e 45 dias em lagoas tratando esgotos sanitário. O elevado TDH adotado nesses projetos, aliado à ausência da realização do balanço hídrico das lagoas, podem proporcionar elevadas taxas de evaporação do lixiviado, o que pode explicar a existência de muitas lagoas que não estão registrando efluente de saída.

O TDH projetado para as lagoas anaeróbias foram superiores àqueles recomendados por Von Sperling (2002), 3,5 a 5 dias, como já era de se esperar, tendo em vista as características do lixiviado que se apresentam biodegradabilidade mais lenta que os esgotos sanitários. Além disso, esse fato pode ter ocorrido tendo em vista que o critério de dimensionamento das lagoas anaeróbias pautou-se na L_v , o que se configura como mais recomendável pela literatura, tendo em vista a grande variabilidade das concentrações de DBO afluentes.

Em relação à L_v , notam-se valores elevados, porém dentro da faixa proposta por McGarry & Pescod, *apud* Mara, *et al* (1992). Esses autores recomendam, para efluentes com cargas elevadas ($1.000 < \text{DBO} < 30.00\text{mg/L}$, ou superiores), que a L_v pode assumir valores entre

0,3 e 0,75KgDBO/m³.d, desde que a carga de sulfatos seja inferior a 0,5 Kg SO₄/m³.d. No entanto, não foi possível a verificação da concentração de sulfato, tendo sido observado que esta concentração não foi estudada em projeto. A que se destacar que, devido à grande variabilidade das vazões afluentes às ETL, chegando a registrar períodos de vazão nula, e à ausência de tanque de equalização de vazões, a L_v pode alcançar baixos valores, < 0,1, impedindo o desenvolvimento de condições anaeróbias, como destacado por Mara, *et al* (1992) na revisão da literatura.

Já em relação à L_s adotada para as lagoas facultativas, essas variaram de 200 a 240, estando situadas dentro da faixa proposta pela literatura para lagoas tratando esgotos domésticos. Não foram encontrados valores na literatura nacional para L_s tratando lixiviados de aterros sanitários, ou efluente industrial com características semelhantes a eles.

A relação comprimento x largura (L/B) das lagoas facultativas variou de 1,76, para o AS2, a 3,46, para o AS5, estando dentro da faixa recomendável por EPA (1983), qual seja 2 a 4. Destaca-se, o elevado valor L/B dos aterros AS5 e AS11, que pode contribuir para o melhor desempenho do sistema, aproximando-se do regime hidráulico de fluxo em pistão.

5.3.2 Dados primários

5.3.2.1 Estatística descritiva dos dados

A estatística descritiva dos parâmetros é apresentada nas Tabelas 5.4 e 5.5. Ressalta-se que para os parâmetros metais, ecotoxicidade aguda, nitratos, nitritos e coliformes, apenas foram apresentados os valores extremos e o número de dados obtidos, devido ao pequeno número de dados disponíveis e elevado número de resultados fora da faixa de quantificação dos métodos analíticos.

Tabela 5.4- Estatística descritiva dos dados primários obtidos para os lixiviados provenientes dos Aterros Sanitários AS 2 e AS 5

Continua...

Descrição do Ponto de Amostragem	Parâmetro	Condutividade e Montante	Condutividade de Jusante	DBO Montante (mg/L)	DBO Jusante (mg/L)	Eficiência em termos de remoção de DBO (%)	DQO Montante (mg/L)	DQO Jusante (mg/L)	Eficiência em termos de remoção de DQO (%)	Relação DBO/DQO Montante	Relação DBO/DQO Jusante	Nitrogênio Amoniacal Montante (mg/L)	Nitrogênio Amoniacal Jusante (mg/L)	Eficiência de remoção Nitrogênio Amoniacal
AS 2 (1,7 anos)	Nº de dados	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	0%	10%	-	0%	0%	-	-	-	0%	0%	0%
	Média aritmética	7497	1187	2441	111	93,30%	5118	524	78,30%	0,5590	0,3225	431,7	37,3	72,39%
	Mediana	7260	1218	2157	80	92,93%	3831	272	88,06%	0,6559	0,2788	425,0	35,7	91,87%
	D. Padrão	4949	267	2287	115	5,01%	5417	796	27,32%	0,2643	0,2314	304,8	19,3	39,04%
	Valor Mínimo	677	615	103	1	83,50%	164	94	15,53%	0,0934	0,0004	21,1	13,7	0,00%
	Valor Máximo	14590	1621	7098	320	99,96%	17440	2746	97,35%	0,8303	0,6349	840,0	85,3	96,81%
	Amplitude	13913	1006	6995	319	16,47%	17276	2652	81,81%	0,7369	0,6346	818,9	71,6	96,81%
	Quartil inferior	3960	1069	504	16	91,07%	1002	144	80,48%	0,3588	0,1514	190,8	34,3	73,43%
	Quartil superior	11745	1279	3503	157	97,52%	7671	466	94,89%	0,7762	0,5413	650,5	38,5	95,60%
	Percentil 10%	687	1015	118	13	87,85%	577	111	39,97%	0,2506	0,0725	22,5	16,0	0,00%
	Percentil 90%	12844	1461,7	4917,3	271,4	98,04%	10303	728	97,03%	0,8125	0,6063	831,0	45,9	96,22%
	Coefficiente de variação (CV)	0,66	0,22	0,94	1,04	0,05	1,06	1,52	0,35	0,47	0,72	0,71	0,52	0,54
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	-	-	5	-	-	6	2	-	-	-	8	-
AS 5 (2,1 anos)	Nº de dados	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	11%	22%	-	0%	0%	0%	11%	22%	0%	0%	0%
	Média aritmética	8899	1654	484	58	78,61%	1262	252	80,41%	0,3469	0,1872	588,4	19,0	96,10%
	Mediana	9100	1753	277	19	90,86%	1090	213	83,56%	0,2579	0,1173	487,0	16,8	96,49%
	D. Padrão	3073	538	542	90	31,25%	391	125	7,21%	0,2737	0,2171	310,2	11,2	2,38%
	Valor Mínimo	4140	789	1	1	0,00%	815	122	64,86%	0,0007	0,0036	181,0	4,1	91,60%
	Valor Máximo	12700	2406	1761	257	99,70%	2173	474	88,24%	0,8104	0,6710	1120,0	38,0	99,55%
	Amplitude	8560	1617	1760	256	99,70%	1358	352	23,37%	0,8097	0,6675	939,0	33,9	7,95%
	Quartil inferior	7950	1487	146	10	82,54%	1074	158	78,19%	0,1408	0,0279	411,0	14,5	95,49%
	Quartil superior	11280	1795	721	39	93,14%	1310	341	84,92%	0,5504	0,2910	740,0	26,0	96,61%
	Percentil 10%	4220	930	101	1	52,18%	993	132	72,15%	0,0929	0,0045	226,6	4,7	93,45%
	Percentil 90%	11852	2337,2	943,4	180,2	98,88%	1608,2	401,2	86,02%	0,7045	0,4059	952,8	31,4	98,98%
	Coefficiente de variação (CV)	0,35	0,33	1,12	1,55	0,40	0,31	0,50	0,09	0,79	1,16	0,53	0,59	0,02
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	-	-	2	2	-	5	-	-	-	-	4	-

Descrição do Ponto de Amostragem	Parâmetro	Nitrogênio Orgânico Montante (mg/L)	Nitrogênio Orgânico Jusante (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Fixos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Fixos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Voláteis Totais Montante (mg/L)	Sólidos Voláteis Totais Jusante (mg/L)	Turbidez Montante (NTU)	Turbidez Jusante (NTU)	Cor Verdadeira Montante (UPt)	Cor Verdadeira Jusante (UPt)
AS 2 (1,7 anos)	N ° de dados	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Média aritmética	35,8	3,2	5058	716	800	139	5858	855	2921	273	2938	582	301	53	2348	513
	Mediana	31,5	3,1	3780	703	745	46	5275	749	2750	265	2525	567	277	38	1751	209
	D. Padrão	31,5	0,8	4058	214	711	210	4472	399	2270	250	2264	212	229	40	2337	933
	Valor Mínimo	1,8	2,2	390	412	70	20	510	600	15	10	495	368	70	21	182	43
	Valor Máximo	89,2	4,4	12150	1260	2200	700	13670	1960	6060	860	7610	1100	745	133	7300	3130
	Amplitude	87,4	2,3	11760	848	2130	680	13160	1360	6045	850	7115	732	675	112	7118	3087
	Quartil inferior	8,6	2,5	2691	645	203	25	2900	703	1310	84	1490	466	105	26	730	85
	Quartil superior	55,4	3,9	7988	728	1248	164	9223	765	5070	349	4153	604	403	54	2680	428
	Percentil 10%	3,2	2,3	489	577	115	25	564	618	20	15	545	370	76	22	216	46
	Percentil 90%	79,6	4,3	10377	788	1588	273	11204	1033	5709	432	5495	749	565	121	5644	745
	Coefficiente de variação (CV)	0,88	0,26	0,80	0,30	0,89	1,51	0,76	0,47	0,78	0,92	0,77	0,36	0,76	0,75	1,00	1,82
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AS 5 (2,1 anos)	N ° de dados	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Média aritmética	30,58	6,34	3850	1029	2196	270	6046	1299	4179	670	1868	629	595	75	951	313
	Mediana	19,30	6,25	4155	956	1560	164	6140	1120	4205	795	1948	525	337	60	850	104
	D. Padrão	24,84	2,41	1055	391	2103	386	1970	714	1738	401	906	489	530	43	477	333
	Valor Mínimo	5,34	3,63	2390	650	370	50	2760	730	1200	20	60	160	132	20	474	69
	Valor Máximo	80,50	9,45	5340	1780	5885	1280	9170	3060	6510	1220	2880	1840	1688	142	1735	1040
	Amplitude	75,16	5,82	2950	1130	5515	1230	6410	2330	5310	1200	2820	1680	1556	122	1261	971
	Quartil inferior	14,40	3,90	3220	790	700	75	5580	890	3160	340	1375	376	168	49	615	86
	Quartil superior	48,50	8,43	4580	1005	1980	240	6620	1254	5520	950	2600	685	818	117	1196	447
	Percentil 10%	11,55	3,71	2454	674	446	62	3500	838	2192	209	1008	292	150	28	536	70
	Percentil 90%	59,22	8,82	4982	1612	5697	459	8330	1920	6166	1084	2704	936	1173	127	1681	686
	Coefficiente de variação (CV)	0,81	0,38	0,27	0,38	0,96	1,43	0,33	0,55	0,42	0,60	0,48	0,78	0,89	0,58	0,50	1,06
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Descrição do Ponto de Amostragem	Parâmetro	pH Montante (laboratório)	pH Jusante (laboratório)	Cádmio total Montante (mg/L)	Cádmio total Jusante (mg/L)	Chumbo Total Montante (mg/L)	Chumbo Total Jusante (mg/L)	Cobre dissolvido Montante (mg/L)	Cobre dissolvido Jusante (mg/L)	Cromo Total Montante (mg/L)	Cromo Total Jusante (mg/L)	Níquel Total Montante (mg/L)	Níquel Total Jusante (mg/L)	Coliformes termotolerantes antes Montante (mg/L)	Coliformes termotolerantes antes Jusante (mg/L)	Ecotoxicidade aguda - Daphnia similis - CE 50;48h Montante (%)	Ecotoxicidade aguda - Daphnia similis - CE 50;48h Jusante (%)
AS 2 (1,7 anos)	Nº de dados	10	10	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	10	10	3	3
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	50%	100%	50%	10%	0%	0%
	Média aritmética	7,2	8,0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	63044	21,31%	não tóxico
	Mediana	7,3	8,1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	27500	15,37%	não tóxico
	D. Padrão	0,7	0,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	72797	17,73%	*
	Valor Mínimo	6,2	7,1	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	800	70	7,32%	não tóxico
	Valor Máximo	8,1	8,4	*	*	*	*	*	*	*	*	0,011	*	>160000	160000	41,25%	não tóxico
	Amplitude	1,9	1,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	159930	33,93%	*
	Quartil inferior	6,6	7,9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2150	11,34%	*
	Quartil superior	7,8	8,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	142500	28,31%	*
	Percentil 10%	6,3	7,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	160	8,93%	*
	Percentil 90%	7,9	8,3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	160000	36,07%	*
	Coefficiente de variação (CV)	0,10	0,05	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1,15	0,83	*
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	-	-	0
	% de violações ao padrão de lançamento	-	0%	-	0%	-	0%	-	0%	-	0%	-	0%	-	-	-	0%
AS 5 (2,1 anos)	Nº de dados	9	9	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	9	9	2	3
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	100%	100%	50%	50%	0%	0%	0%	100%	0%	100%	22%	11%	0%	0%
	Média aritmética	7,9	8,3	*	*	*	*	1,946	0,244	0,090	*	0,075	*	45.500	36.039	5,974%	não tóxico
	Mediana	8,0	8,1	*	*	*	*	1,946	0,244	0,090	*	0,075	*	14.000	13.000	5,974%	não tóxico
	D. Padrão	0,4	0,7	*	*	*	*	2,739	0,336	0,000	*	0,021	*	65.606	54.434	1,236%	*
	Valor Mínimo	7,0	7,3	<0,0005	<0,0005	<0,20	<0,20	0,009	0,006	0,090	<0,04	0,060	0,009	2.200	23	5,100%	não tóxico
	Valor Máximo	8,3	9,5	*	*	0,025	0,010	3,883	0,481	0,090	*	0,090	*	160.000	160.000	6,848%	não tóxico
	Amplitude	1,3	2,2	*	*	*	*	3,874	0,475	0,000	*	0,030	*	157.800	159.977	1,748%	*
	Quartil inferior	7,8	8,0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3.500	300	*	*
	Quartil superior	8,3	8,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	30.000	30.000	*	*
	Percentil 10%	7,6	7,8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2.680	29	*	*
	Percentil 90%	8,3	9,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	160.000	104.000	*	*
	Coefficiente de variação (CV)	0,05	0,09	*	*	*	*	1,41	1,38	-	*	0,28	*	1,44	1,51	0,21	*
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	-	-	0
	% de violações ao padrão de lançamento	-	0%	-	0%	-	0%	-	0%	-	0%	-	0%	-	-	-	0%

Devido à existência de elevado nº de dados fora da faixa de quantificação (>15%), ou devido ao baixo nº de dados disponíveis, não foram realizadas todas as estatísticas descritivas previstas inicialmente. À exceção dos parâmetros DBO e Coliformes para os quais a estatística foi realizada, mesmo para o percentual de até 25% dos dados fora do limite de quantificação.

Tabela 5.5- Estatística descritiva dos dados primários obtidos para os lixiviados provenientes dos Aterros Sanitários AS 12 e AS 17

Continua...

Descrição do Ponto de Amostragem	Parâmetro	Condutividade e Montante	Condutividade Jusante	DBO Montante (mg/L)	DBO Jusante (mg/L)	Eficiência em termos de remoção de DBO (%)	DQO Montante (mg/L)	DQO Jusante (mg/L)	Eficiência de remoção DQO	Relação DBO/DQO Montante	Relação DBO/DQO Jusante	Nitrogênio Amoniacal Montante (mg/L)	Nitrogênio Amoniacal Jusante (mg/L)	Eficiência de remoção Nitrogênio Amoniacal
AS 12 (7,2 anos)	Nº de dados	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	0%	25%	-	0%	0%	25%	0%	25%	0%	0%	0%
	Média aritmética	9333	1806	427	31	80,63%	1941	270	77,77%	0,2192	0,1167	641,88	42,05	86,52%
	Mediana	7235	1891	160	21	89,02%	1887	253	82,85%	0,1554	0,0824	540,00	16,13	97,00%
	D. Padrão	5575	415	695	34	30,47%	1263	80	15,85%	0,2022	0,1364	467,33	74,54	23,61%
	Valor Mínimo	3920	1242	65	1	7,69%	576	199	59,49%	0,0459	0,0037	133,00	2,08	30,22%
	Valor Máximo	16450	2537	2120	100	99,41%	3995	459	95,02%	0,5307	0,4292	1191,00	224,00	99,53%
	Amplitude	12530	1295	2055	99	91,72%	3419	260	35,53%	0,4848	0,4255	1058,00	221,92	69,31%
	Quartil inferior	4538	1670	128	11	82,08%	880	233	60,51%	0,0552	0,0427	242,50	7,86	85,88%
	Quartil superior	15163	1905	259	37	98,81%	2749	260	90,74%	0,3202	0,1345	1134,75	28,35	99,21%
	Percentil 10%	4095	1246	107	1	57,41%	661	223	59,53%	0,0480	0,0041	170,80	4,43	67,28%
	Percentil 90%	16247	2116,3	965	72	99,36%	3173,9	328,8	92,16%	0,5088	0,2308	1165,80	94,71	99,32%
	Coefficiente de variação (CV)	0,60	0,23	1,63	1,09	0,38	0,65	0,29	0,20	0,92	1,17	0,73	1,77	0,27
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	-	-	1	1	-	8	-	-	-	-	4	-
AS 17 (14,4 anos)	Nº de dados	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	10%	0%	-	0%	0%	0%	10%	0%	0%	0%	0%
	Média aritmética	20227	9425	2242	387	80,47%	6128	1798	52,71%	0,3074	0,2070	1624	228	80,45%
	Mediana	23075	9645	1177	195	84,34%	4843	1468	63,59%	0,3264	0,1630	1764	236	84,60%
	D. Padrão	7375	1639	3758	417	10,23%	5837	841	32,47%	0,1862	0,1699	728	77	15,98%
	Valor Mínimo	4710	6840	1	70	59,70%	1204	1149	2,91%	0,0003	0,0417	229	139	38,86%
	Valor Máximo	25630	12140	12766	1311	89,73%	21137	3792	88,90%	0,6040	0,4940	2808	360	93,10%
	Amplitude	20920	5300	12765	1241	30,03%	19933	2643	85,99%	0,6037	0,4523	2579	221	54,24%
	Quartil inferior	20448	8315	636	129	76,63%	3483	1268	28,50%	0,1615	0,0719	1616	158	78,61%
	Quartil superior	24650	10110	1670	458	88,76%	5156	1956	71,99%	0,4220	0,3258	1918	277	90,13%
	Percentil 10%	8346	7506	450	101	68,03%	1558	1167	3,28%	0,1244	0,0581	555	140	69,37%
	Percentil 90%	25351	11420	3364,6	972,6	89,21%	11431,4	2767,8	87,59%	0,5261	0,4545	2094	311	92,03%
	Coefficiente de variação (CV)	0,36	0,17	1,68	1,08	0,13	0,95	0,47	61,60%	0,6058	0,8209	0,45	0,34	0,20
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	-	-	10	1	-	10	4	-	-	-	10	-

Descrição do Ponto de Amostragem	Parâmetro	Nitrogênio Orgânico Montante (mg/L)	Nitrogênio Orgânico Jusante (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Fixos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Fixos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Voláteis Totais Montante (mg/L)	Sólidos Voláteis Totais Jusante (mg/L)	Turbidez Montante (NTU)	Turbidez Jusante (NTU)	Cor Verdadeira Montante (UPt)	Cor Verdadeira Jusante (UPt)
AS 12 (7,2 anos)	Nº de dados	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	7
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Média aritmética	53,5	19,6	4121	1080	775	363	4952	1195	2773	620	2179	575	176	277	2382	1091
	Mediana	46,9	11,5	3625	1083	651	95	4495	1218	2330	741	1833	578	168	36	1235	251
	D. Padrão	28,1	19,3	2146	280	514	575	2438	319	1878	364	1171	198	121	670	2399	2308
	Valor Mínimo	20,2	7,3	1790	710	310	19	2340	740	520	40	1010	325	34	22	223	36
	Valor Máximo	97,4	62,0	7040	1650	1940	1650	8600	1760	6080	1020	4600	865	408	1936	6940	6320
	Amplitude	77,2	54,7	5250	940	1630	1631	6260	1020	5560	980	3590	540	374	1914	6717	6284
	Quartil inferior	39,4	8,5	2182	990	510	39	2680	1068	1595	410	1355	444	94	33	900	225
	Quartil superior	66,6	18,6	6135	1121	789	351	6934	1309	3520	871	2630	710	211	58	3184	290
	Percentil 10%	21,7	8,1	1964	770	366	27	2536	793	1073	110	1220	332	53	29	655	146
	Percentil 90%	92,3	42,9	6774	1304	1268	1027	7956	1484	5212	950	3452	778	315	628	5673	2721
	Coefficiente de variação (CV)	0,53	0,98	0,52	0,26	0,66	1,58	0,49	0,27	0,68	0,59	0,54	0,34	0,69	2,42	1,01	2,12
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AS 17 (14,4 anos)	Nº de dados	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Média aritmética	116,8	53,2	9968	5724	1056	580	11024	6304	6375	3990	4651	2521	274	194	4747	2267
	Mediana	113,5	47,9	10850	5540	770	530	11770	6100	7180	3860	4740	2710	247	166	5265	2415
	D. Padrão	55,9	22,6	3533	1272	799	122	4050	1291	2496	895	1775	842	133	91	2075	679
	Valor Mínimo	17,0	30,6	2880	4060	220	460	3100	4560	1480	2280	1620	1050	96	121	704	1104
	Valor Máximo	200,0	106,0	13900	8340	2480	830	15690	8940	8730	5360	7200	3580	496	438	8060	3410
	Amplitude	183,0	75,4	11020	4280	2260	370	12590	4380	7250	3080	5580	2530	400	317	7356	2306
	Quartil inferior	101,1	38,0	10050	4750	580	503	11165	5355	6595	3480	3665	2043	174	152	4335	2079
	Quartil superior	142,5	58,3	11653	6320	1265	645	13628	6825	7745	4680	5738	3008	371	185	5555	2611
	Percentil 10%	45,4	32,0	4392	4582	274	460	4666	5100	2074	3342	2592	1365	145	141	1906	1259
	Percentil 90%	188,3	75,9	13279	7008	2390	731	14709	7716	8253	4910	6984	3472	447	254	6350	2782
	Coefficiente de variação (CV)	0,48	0,43	0,35	0,22	0,76	0,21	0,37	0,20	0,39	0,22	0,38	0,33	0,49	0,47	0,44	0,30
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Descrição do Ponto de Amostragem	Parâmetro	pH Montante (laboratório)	pH Jusante (laboratório)	Cádmio total Montante (mg/L)	Cádmio total Jusante (mg/L)	Chumbo Total Montante (mg/L)	Chumbo Total Jusante (mg/L)	Cobre dissolvido Montante (mg/L)	Cobre dissolvido Jusante (mg/L)	Cromo Total Montante (mg/L)	Cromo Total Jusante (mg/L)	Níquel Total Montante (mg/L)	Níquel Total Jusante (mg/L)	Coliformes termotolerantes Montante (mg/L)	Coliformes termotolerantes Jusante (mg/L)	Ecotoxicidade aguda - Daphnia similis - CE 50;48h Montante (%)	Ecotoxicidade aguda - Daphnia similis - CE 50;48h Jusante (%)
AS 12 (7,2 anos)	Nº de dados	8	8	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	8	8	2	2
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	100%	100%	100%	100%	0%	0%	0%	100%	0%	0%	25%	0%	0%	0%
	Média aritmética	7,9	8,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	85059	26125	14,620%	*
	Mediana	7,9	8,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	97500	9200	14,620%	*
	D. Padrão	0,2	0,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	80862	33660	16,233%	*
	Valor Mínimo	7,7	8,0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	230	23	3,141%	70,276%
	Valor Máximo	8,3	9,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	160000	90000	26,098%	não tóxico
	Amplitude	0,6	1,5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	159770	89977	0,23	*
	Quartil inferior	7,8	8,2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3810	295	8,880%	*
	Quartil superior	8,0	9,0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	160000	50000	20,359%	*
	Percentil 10%	7,8	8,0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	237	203	5,437%	*
	Percentil 90%	8,2	9,4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	160000	62000	23,802%	*
	Coefficiente de variação (CV)	0,03	0,07	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,95	1,29	1,11	*
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
AS 17 (14,4 anos)	Nº de dados	10	10	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	10	10	3	4
	% de dados fora do limite de quantificação	0%	0%	100%	100%	50%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	30%	20%	0%	0%
	Média aritmética	8,0	8,4	*	*	*	*	0,920	0,033	0,24	0,10	0,205	0,100	*	57761	7,81%	19,27%
	Mediana	8,2	8,4	*	*	*	*	0,920	0,033	0,24	0,10	0,205	0,100	*	3640	1,74%	18,94%
	D. Padrão	0,4	0,4	*	*	*	*	1,284	0,037	0,04	0,05	0,021	0,042	*	75708	10,53%	5,79%
	Valor Mínimo	7,3	7,7	<0,0005	<0,0005	<0,20	<0,0005	0,012	0,007	0,21	0,06	0,190	0,070	2300	40	1,72%	13,09%
	Valor Máximo	8,4	8,9	*	*	*	*	1,828	0,059	0,27	0,13	0,220	0,130	>160000	160000	19,97%	26,10%
	Amplitude	1,1	1,2	*	*	*	*	1,816	0,052	0,06	0,07	0,030	0,060	*	159960	18,26%	13,00%
	Quartil inferior	7,8	8,2	*	*	*	*	0,466	0,020	0,23	0,08	0,198	0,085	*	95	1,73%	15,38%
	Quartil superior	8,3	8,6	*	*	*	*	1,374	0,046	0,26	0,11	0,213	0,115	*	142500	10,86%	22,82%
	Percentil 10%	7,4	8,0	*	*	*	*	0,194	0,012	0,22	0,07	0,193	0,076	*	49	1,72%	14,01%
	Percentil 90%	8,4	8,7	*	*	*	*	1,646	0,054	0,26	0,12	0,217	0,124	*	160000	16,33%	24,79%
	Coefficiente de variação (CV)	0,05	0,04	*	*	*	*	1,40	1,11	0,18	0,52	0,10	0,42	*	1,31	1,35	0,30
	Nº de violações ao padrão de lançamento	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	-	-	4

* Devido à existência de elevado nº de dados fora da faixa de quantificação (>15%), ou devido ao baixo nº de dados disponíveis, não foram realizadas todas as estatísticas descritivas previstas inicialmente. À exceção dos parâmetros DBO e Coliformes para os quais a estatística foi realizada, mesmo para o percentual de até 25% dos dados fora do limite de quantificação.

Nota-se, que a maior parte dos valores obtidos para os parâmetros referentes aos lixiviados brutos encontram-se dentro da faixa proposta por Souto e Povinelli (2007), verificando-se que a condutividade e o nitrogênio amoniacal alcançaram os valores máximos registrados pelos autores. Destaca-se que os valores máximos encontrados para o nitrogênio amoniacal foram muito maiores que aqueles reunidos por Pohland e Harper (1985). Já os sólidos suspensos e o cobre registraram valores acima da faixa descrita por Souto e Povinelli (2007), enquanto que os sólidos totais, nitrogênio orgânico, sólidos fixos e sólidos voláteis registraram valores mais baixos.

5.3.2.2 Análise comparativa entre os sistemas

Uma análise comparativa entre os valores de lixiviado bruto das quatro ETL, sintetizados nas Tabelas 5.3 e 5.4 apresentadas anteriormente, permite verificar que, em relação aos metais, cádmio, chumbo, cobre dissolvido, cromo total e níquel total, todos esses ficaram abaixo dos limites estipulados mesmo para o lançamento de efluentes, ou não foram quantificados pelas análises. O parâmetro cádmio não foi quantificado em nenhuma das amostras de todos os quatro aterros. Os parâmetros chumbo, cromo total e níquel, apesar de terem sido quantificados em algumas amostras, permaneceram em baixos valores, sempre menores que os próprios limites estipulados para o lançamento de efluentes. Há que se destacar apenas o aterro AS17, que apresentou elevados valores de cromo total, apesar de abaixo do limite estipulado para o lançamento de efluentes. Em relação ao cobre dissolvido, verificaram-se dois valores elevados, para os aterros AS5 e AS17, indicando a necessidade de tratamento desses lixiviados, com o intuito de se atingirem os valores previstos para o lançamento de efluentes. Em suma, em relação aos metais, apenas os aterros AS5 e AS17 apresentaram alguns valores elevados para cobre dissolvido, além de ter sido observado valor de cromo total para o AS17 em níveis elevados, embora ainda abaixo do limite de lançamento de efluentes.

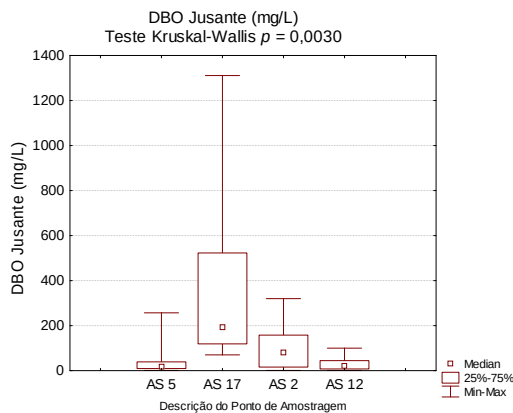
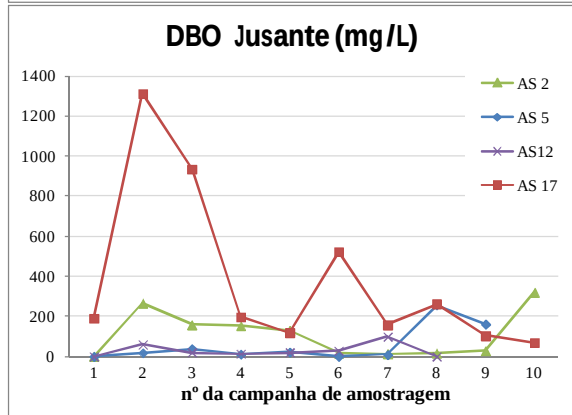
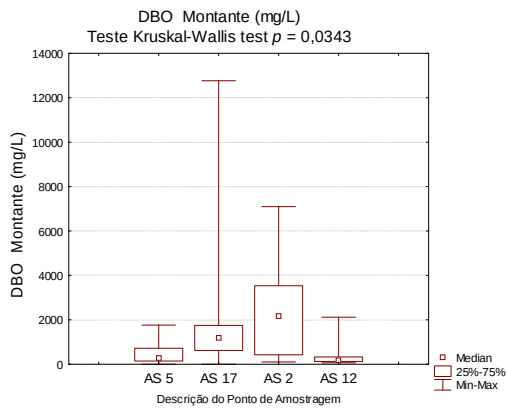
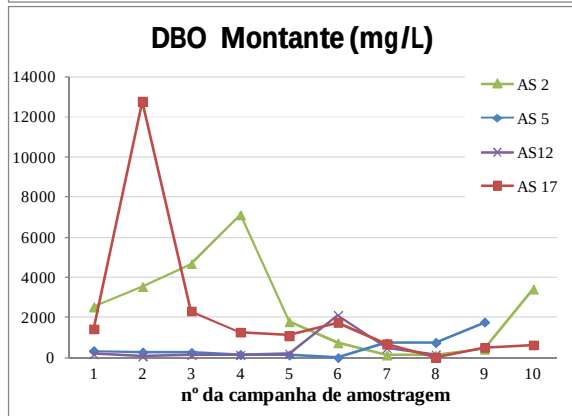
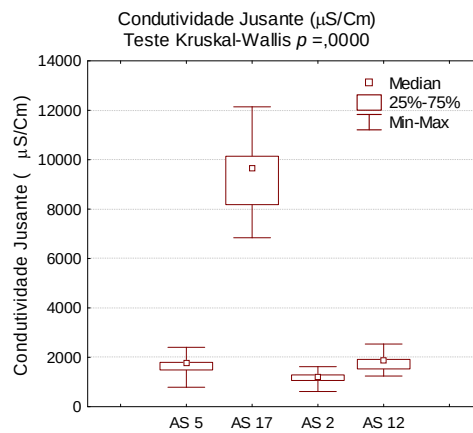
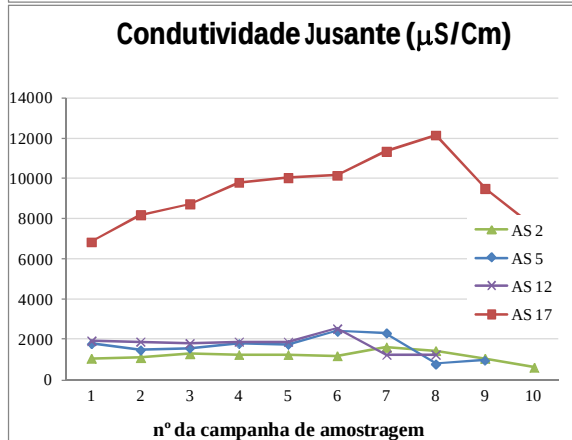
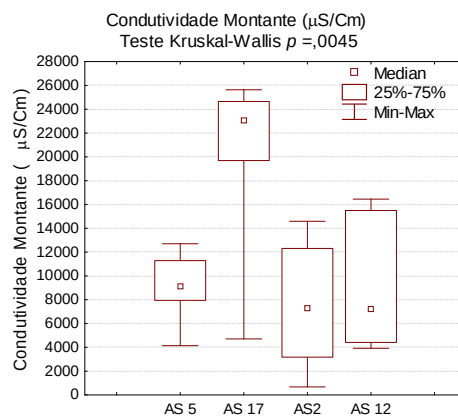
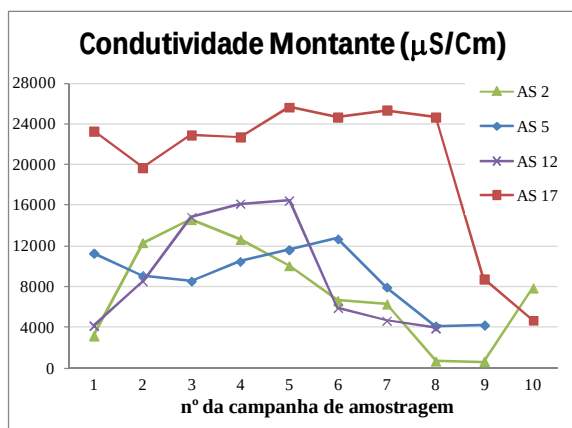
Em todos os aterros identificou-se que o lixiviado bruto causa efeito agudo à *Daphnia similis* em relação à ecotoxicidade aguda, sendo que o AS17 apresentou maiores efeitos de ecotoxicidade aguda, enquanto o aterro AS2 apresentou os menores efeitos, evidenciando a elevação da ecotoxicidade com o aumento da idade do aterro. Cabe destacar, que os efeitos de ecotoxicidade aguda mais elevados foram constatados, em todos os aterros, nos períodos de menor intensidade pluviométrica, quando o lixiviado apresentava-se mais concentrado. Os lixiviados tratados dos aterros AS2 e AS5 não apresentaram efeitos de ecotoxicidade aguda.

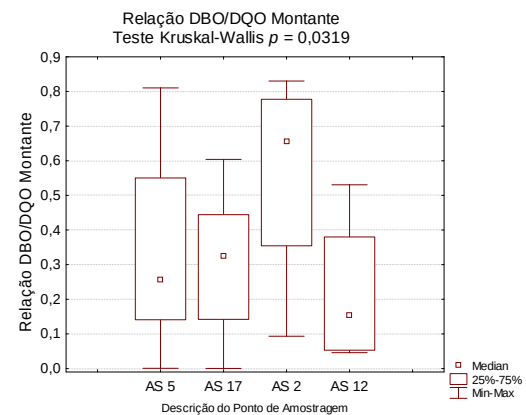
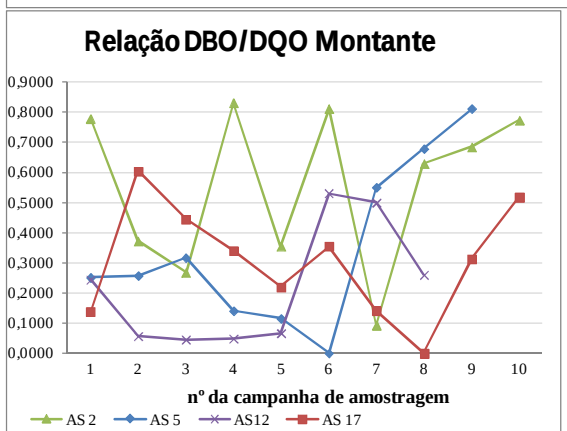
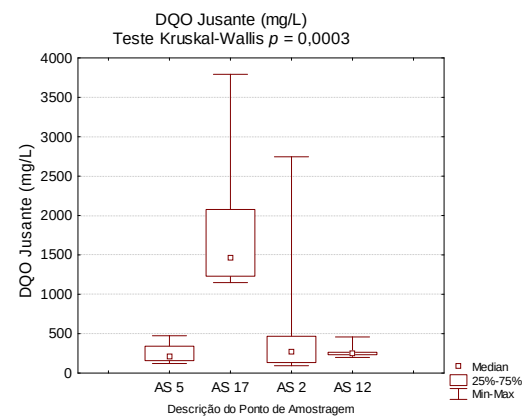
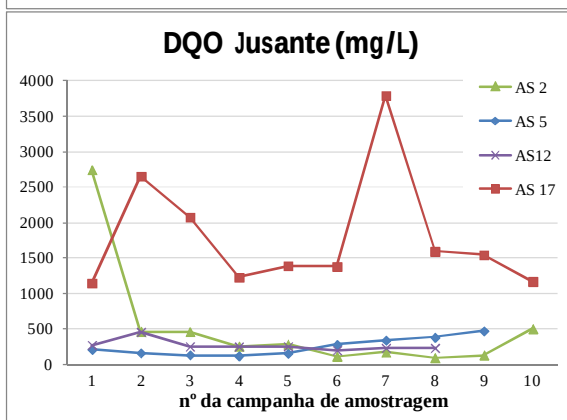
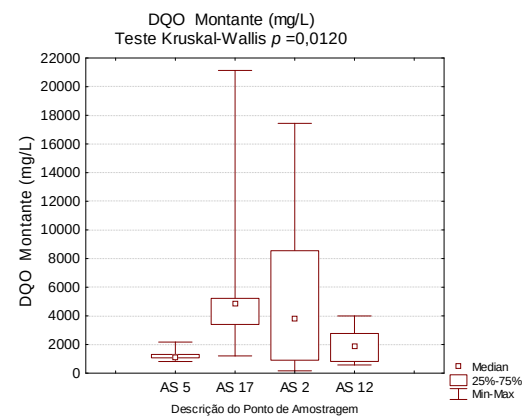
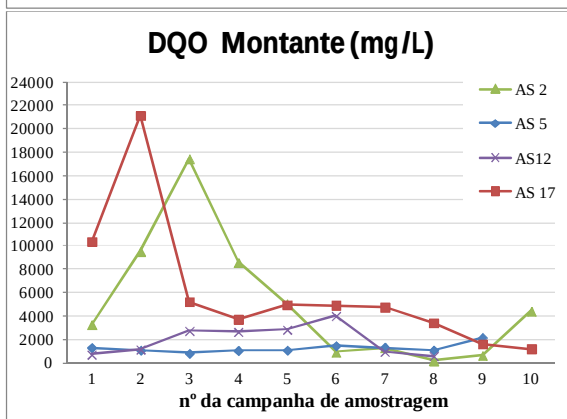
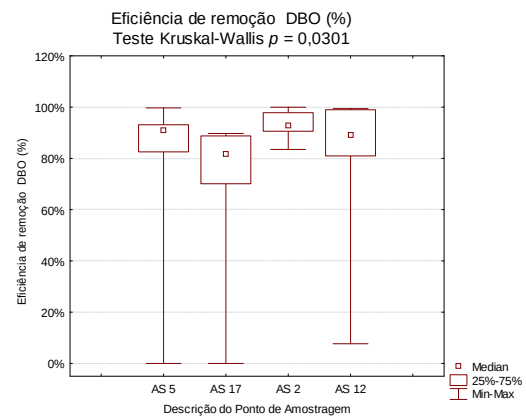
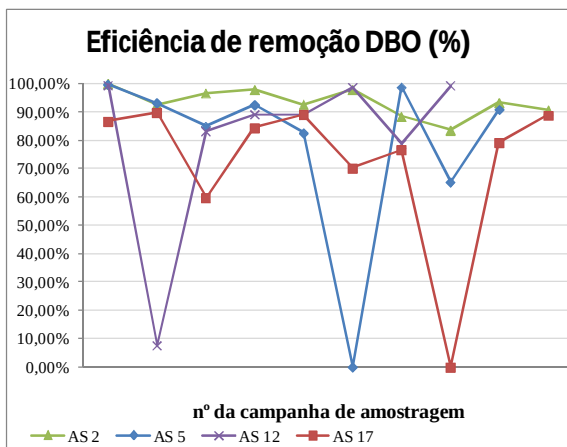
Já o lixiviado tratado do AS 12 apresentou uma amostra causando efeito de ecotoxicidade aguda dentre as duas amostras analisadas. Todos os resultados das análises para o parâmetro em questão do lixiviado tratado do AS 17 apresentaram efeito de ecotoxicidade aguda. Percebe-se então, que os efeitos de ecotoxicidade aguda tendem a aumentar com o aumento da idade do aterro.

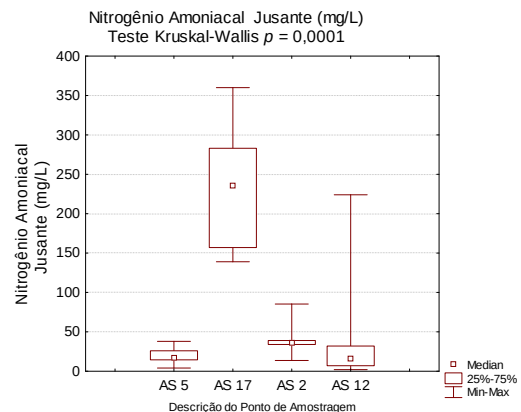
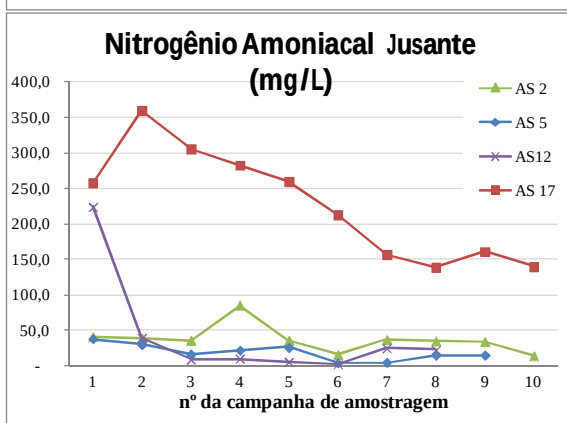
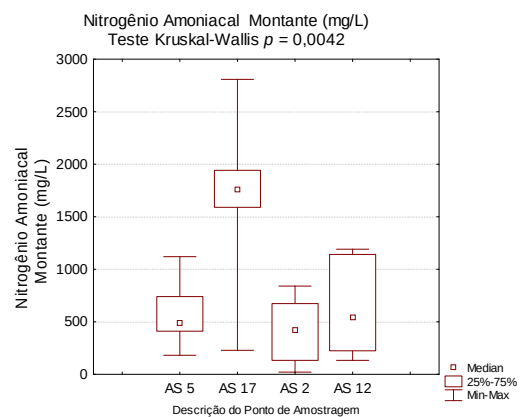
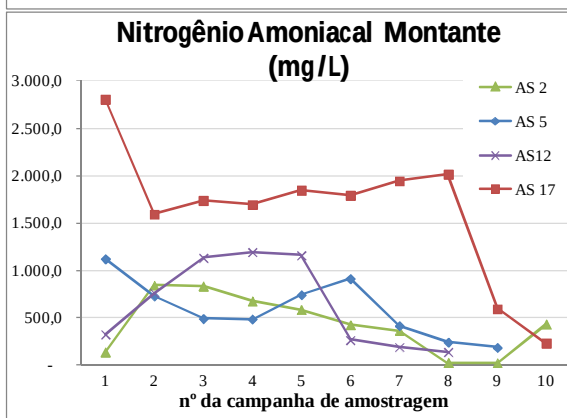
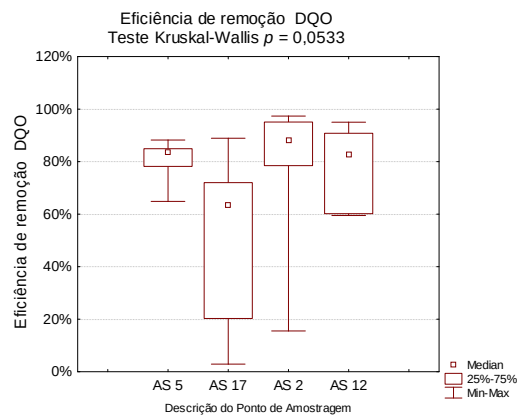
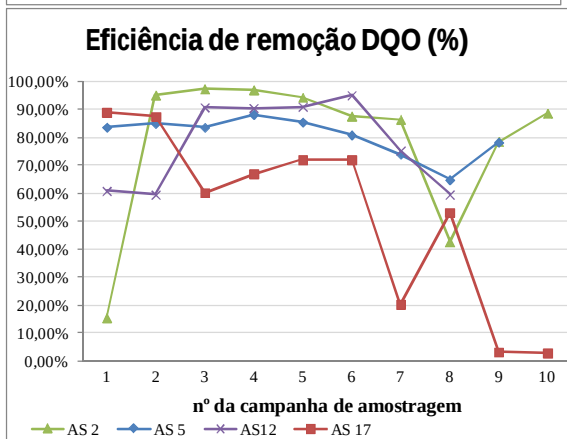
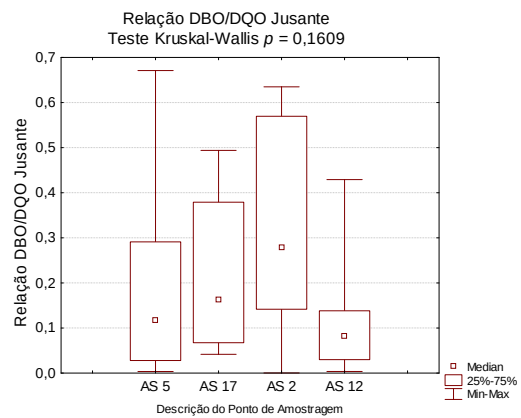
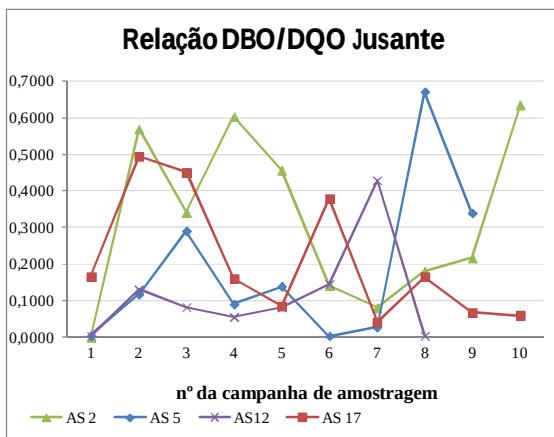
Em relação aos coliformes termotolerantes, verificou-se grande variabilidade nos resultados, não tendo sido observado comportamento definido com o aumento da idade dos aterros. Foram encontrados valores elevados, para coliformes termotolerantes, mesmo nos aterros mais antigos (AS12 e AS17), demonstrando um comportamento diferente do usualmente reportado pela literatura internacional, como destacado em Pohland e Harper (1985). Tal comportamento pode estar relacionado ao fato desses aterros permanecerem em operação quando da realização da pesquisa, e ainda, às características dos resíduos aterrados. Pôde-se constatar, que os maiores valores encontrados foram sempre no período de maior intensidade pluviométrica. Essa observação, corrobora a análise referente à ecotoxicidade aguda, que observou um aumento do efeito desse parâmetro em períodos em que o lixiviado encontrava-se mais concentrado.

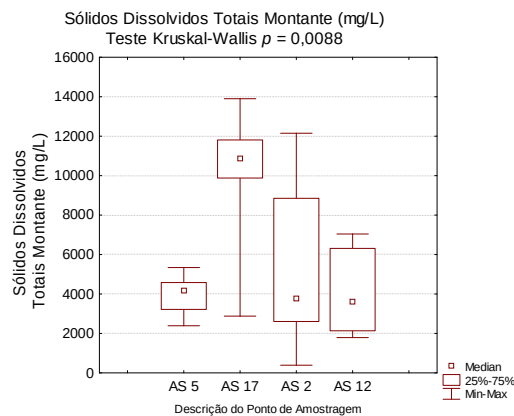
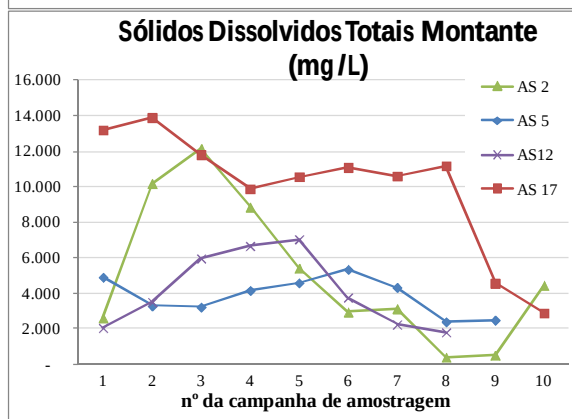
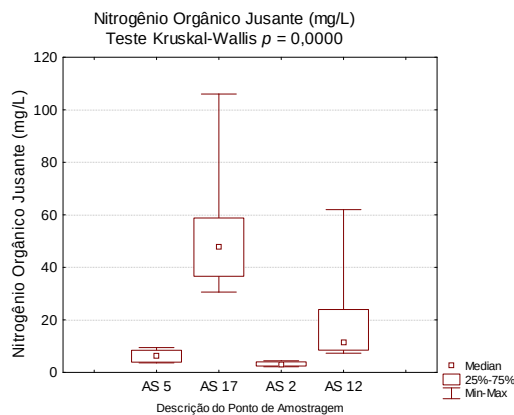
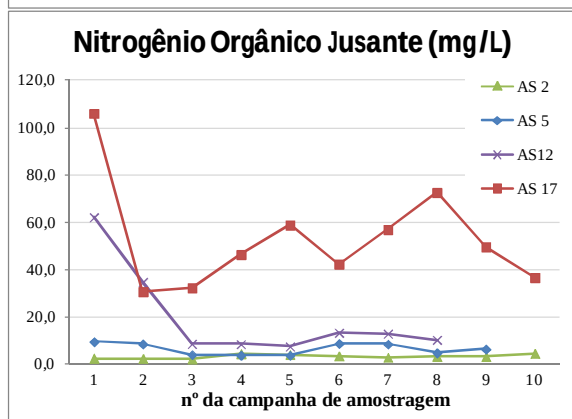
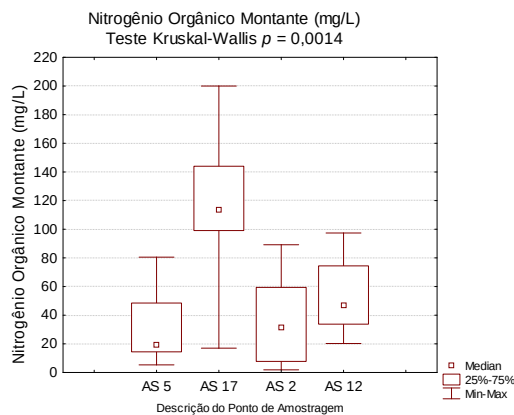
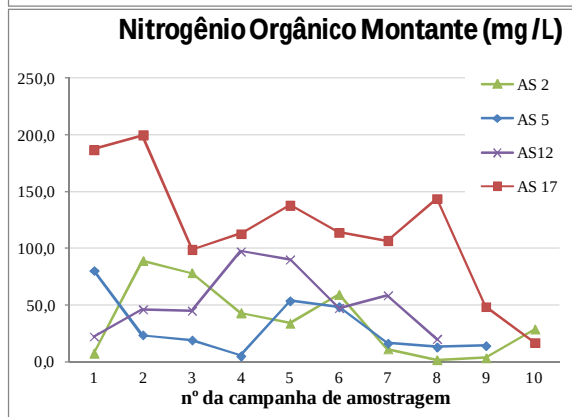
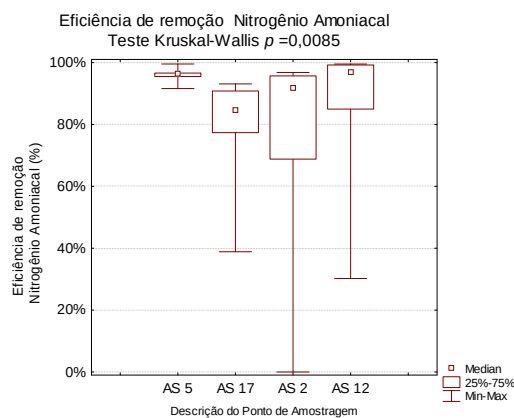
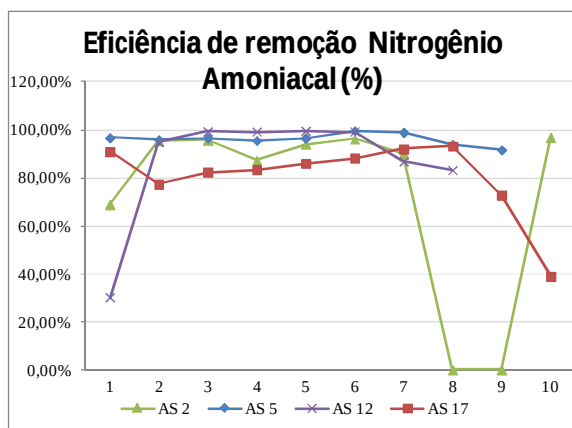
Na Figura 5.3 estão apresentados os gráficos de série temporal e de Box-whisker dos parâmetros analisados, para os quatro aterros sanitários. Não foram contemplados os parâmetros metais, ecotoxicidade aguda e coliformes, quer seja pela baixa disponibilidade de dados, ou pela elevada ocorrência de resultados fora do limite de quantificação.

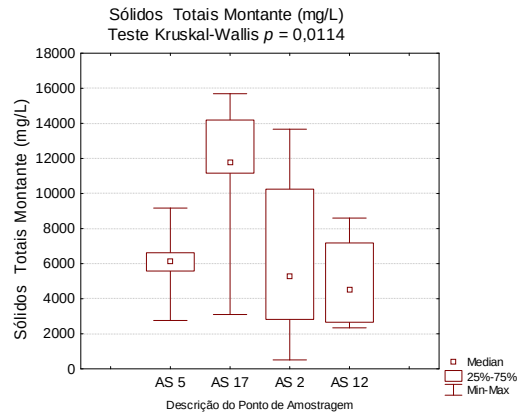
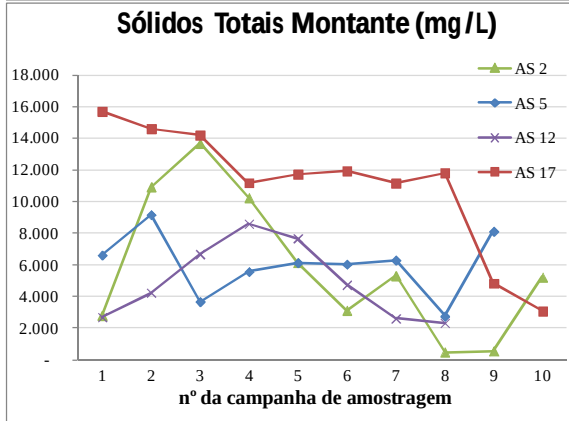
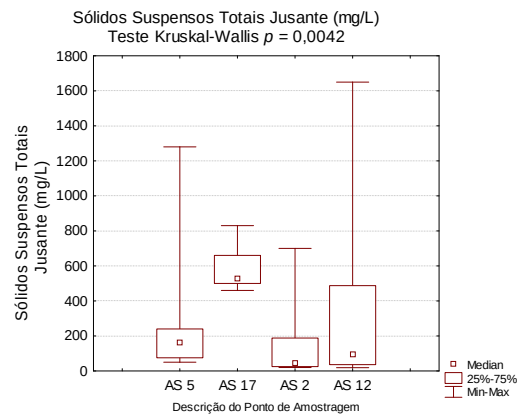
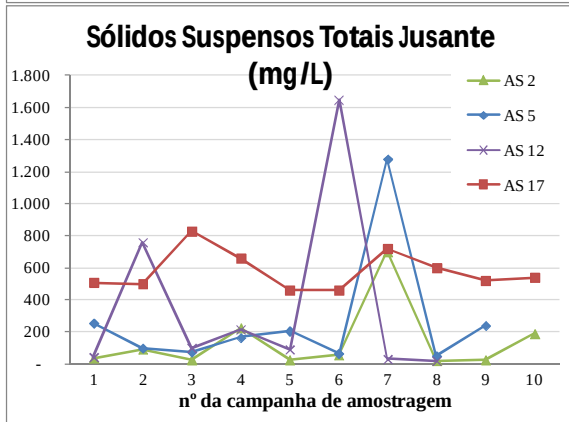
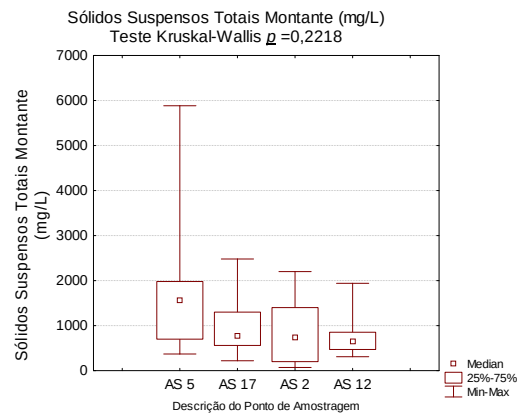
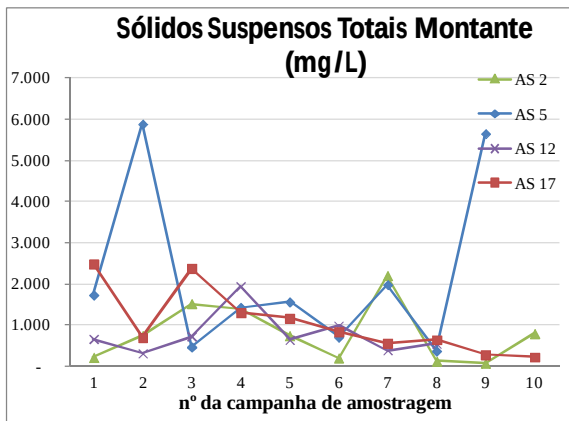
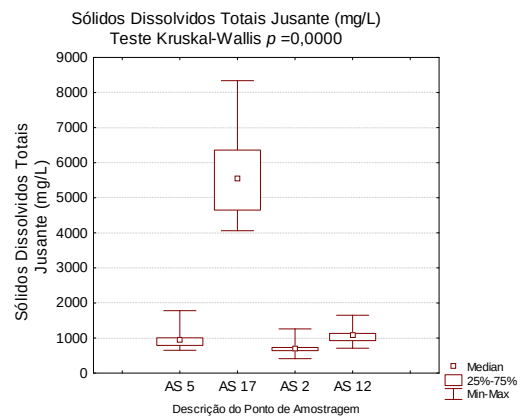
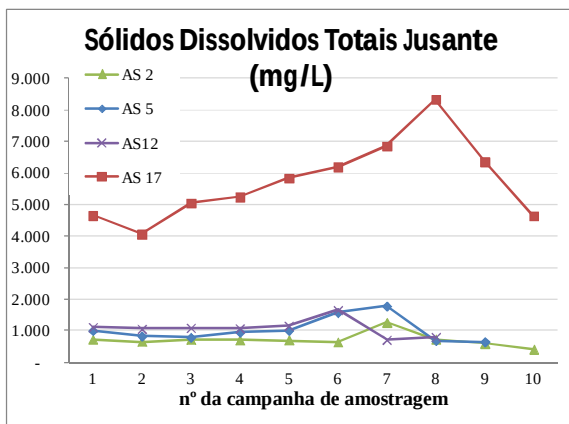
Conjugado aos gráficos Box-whisker, encontram-se os valores de p , resultantes do teste Kruskal-Wallis ANOVA, para as medianas dos parâmetros analisados. Na sequência serão apresentados os resultados do teste de comparações múltiplas de classes para todos os grupos estudados, quais sejam os quatro aterros sanitários. Tais análises objetivam a identificação da ocorrência de diferenças significativas entre as características dos lixiviados dos quatro aterros sanitários estudados.

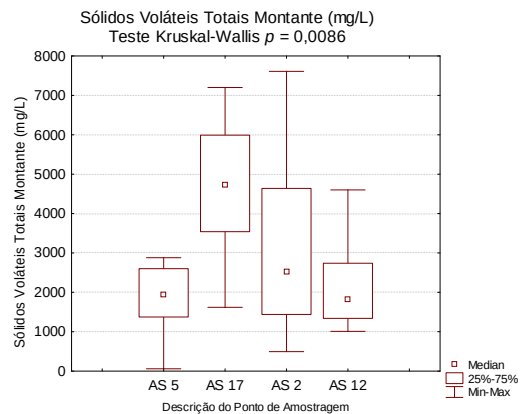
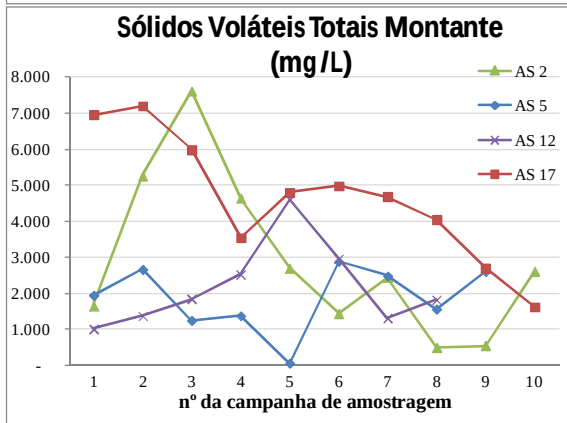
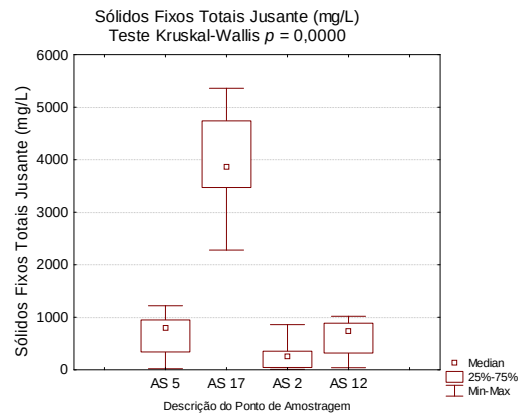
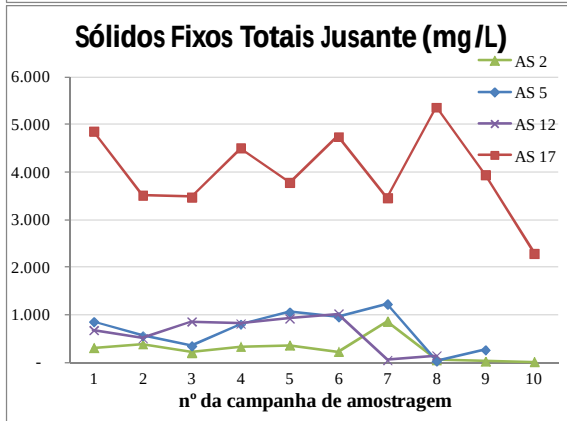
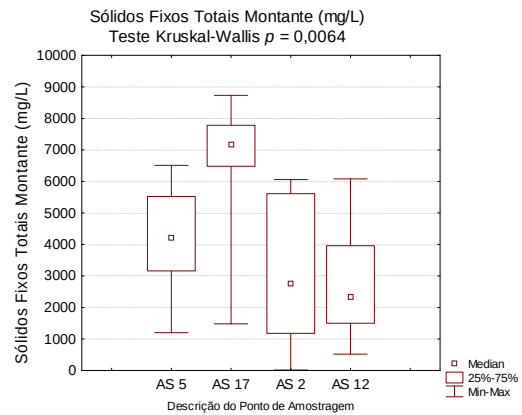
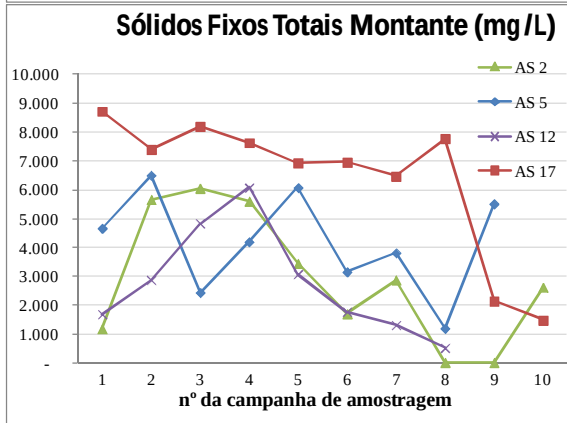
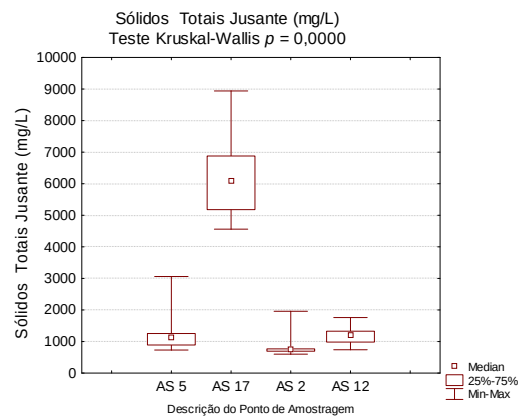
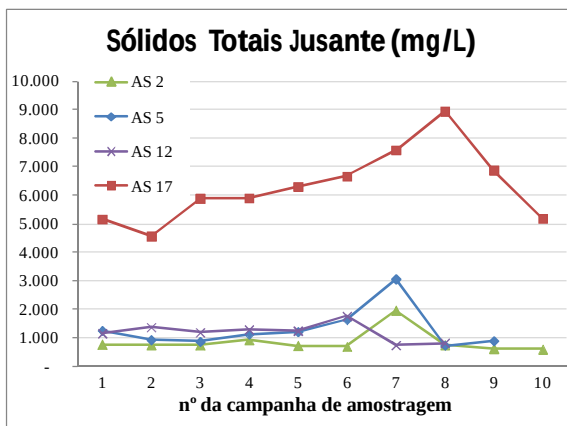


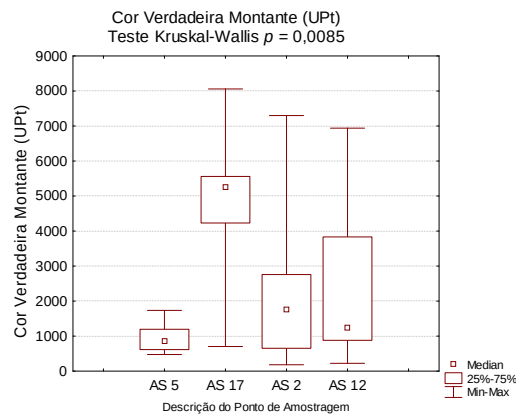
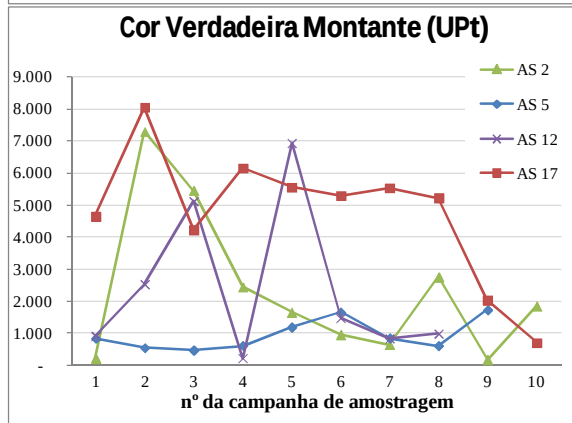
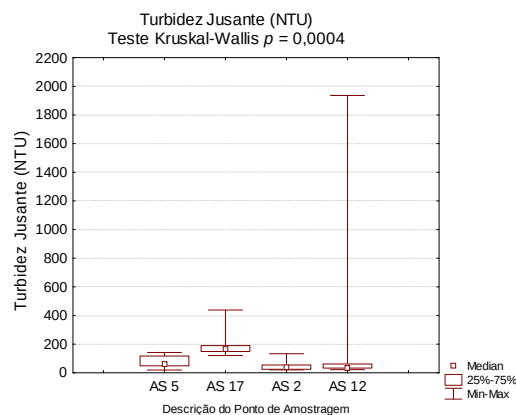
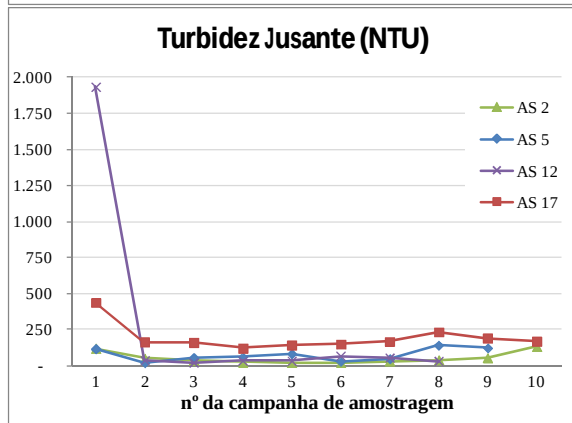
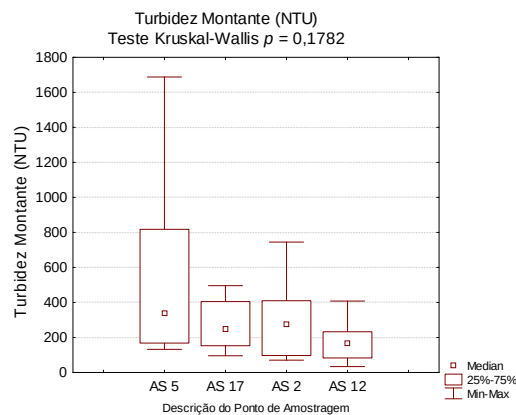
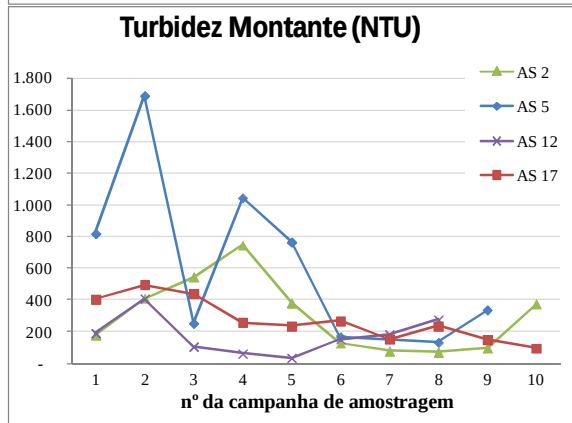
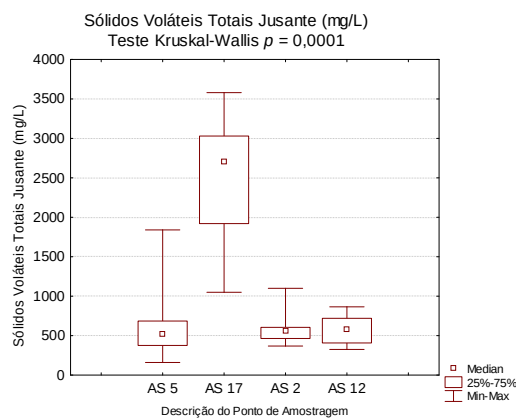
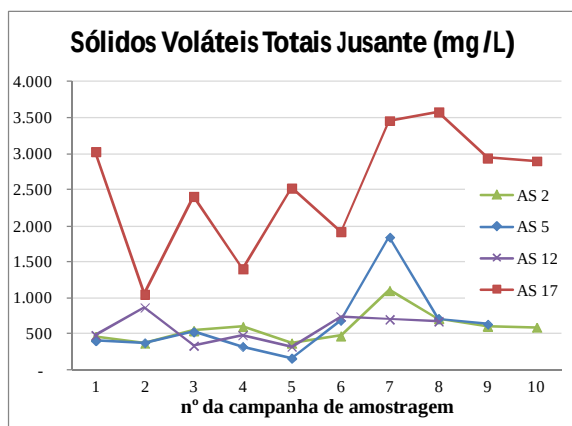


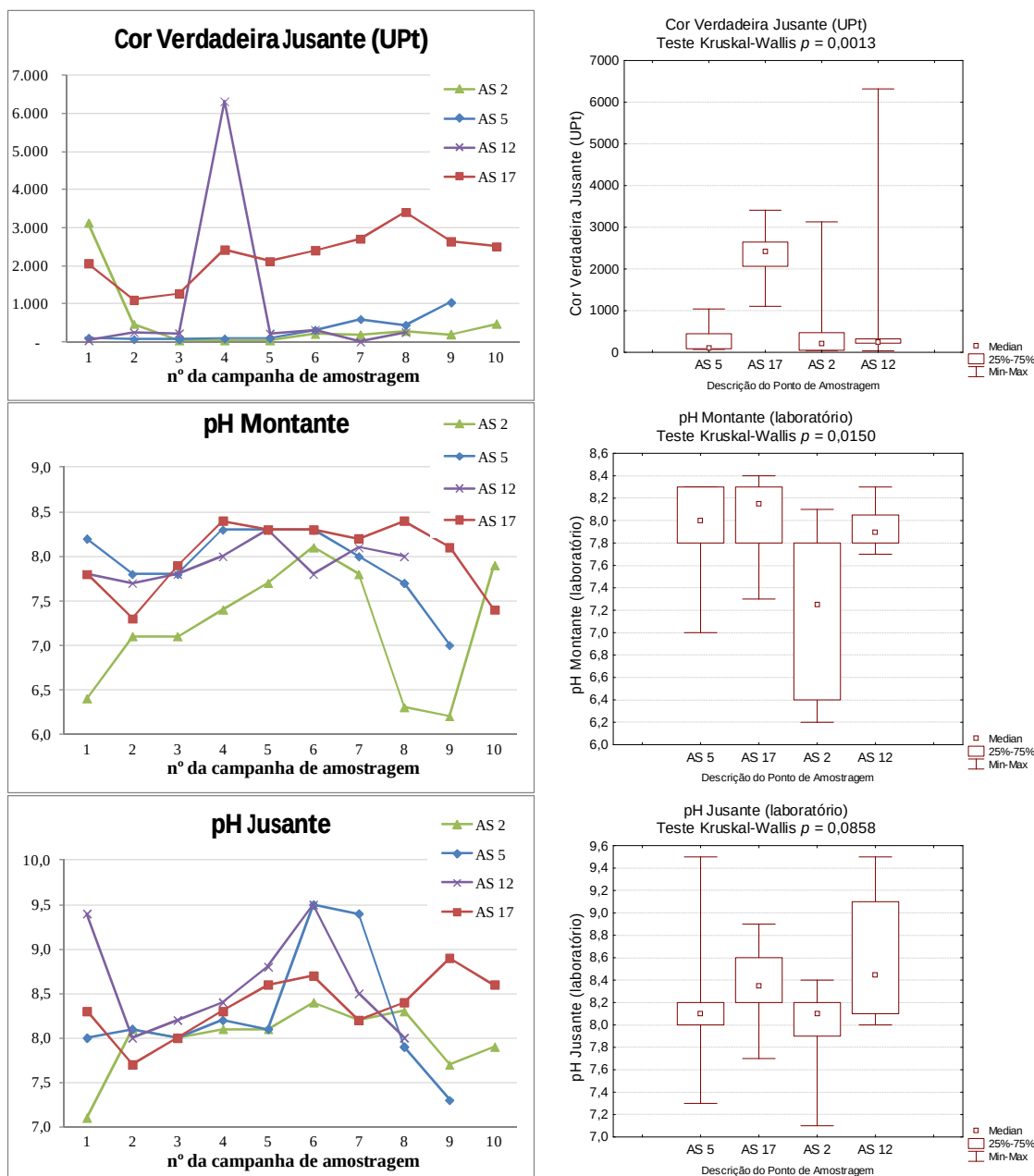












Nota: O valor de p refere-se à estatística obtida para todo o conjunto de grupos empregando-se o Teste Kruskal-Wallis, a um nível de significância, α , de 1%.

Figura 5.3- Análise comparativa dos lixiviados dos quatro aterros sanitários estudados a partir de dados primários, apresentadas em gráficos de série temporal e de *Box-whisker*.

A Tabela 5.6 apresenta os resultados do teste de comparações múltiplas de classes para todos os grupos estudados.

Tabela 5.6- Resultados dos testes Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de classes para os grupos estudados (lixiviados dos quatro aterros)

Parâmetros	Valor p do teste Kruskal-Wallis	Conclusão do teste Kruskal-Wallis	Conclusão do teste de comparações múltiplas de classes $p/$ os grupos estudados
Condutividade Montante ($\mu\text{S}/\text{Cm}$)	0,0045	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS 2.
Condutividade Jusante ($\mu\text{S}/\text{Cm}$)	0,0000	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS 2 e AS 5.
DBO Montante (mg/L)	0,0343	Aceita-se H_0 ; NÃO há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	-
DBO Jusante (mg/L)	0,0030	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS 12 e AS 5.
Eficiência de remoção DBO	0,0301	Aceita-se H_0 ; NÃO há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	Apesar do AS2 ter obtido eficiências mais elevadas que os demais aterros, essa diferença não foi suficiente para ser considerada como significativa pelo teste aplicado.
DQO Montante (mg/L)	0,0120	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS 5.
DQO Jusante (mg/L)	0,0003	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2, AS 12 e AS 5.
Relação DBO/DQO Montante	0,0319	Aceita-se H_0 ; NÃO há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	Apesar do AS2 ter registrado os maiores valores da relação DBO/DQO se comparado aos demais aterros, essa diferença não foi suficiente para ser considerada como significativa pelo teste aplicado.
Relação DBO/DQO Jusante	0,1609	Aceita-se H_0 ; NÃO há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	-
Eficiência de remoção DQO	0,0533	Aceita-se H_0 ; NÃO há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	Apesar do AS2 ter obtido eficiências mais elevadas que os demais aterros, essa diferença não foi suficiente para ser considerada como significativa pelo teste aplicado.
Nitrogênio Amoniacal Montante (mg/L)	0,0042	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2.
Nitrogênio Amoniacal Jusante (mg/L)	0,0001	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2, AS 12 e AS 5.
Eficiência de remoção Nitrogênio Amoniacal	0,0085	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente menor que AS 5.
Nitrogênio Orgânico Montante (mg/L)	0,0014	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2 e AS 5.
Nitrogênio Orgânico Jusante (mg/L)	0,0000	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2 e AS 5; e o AS 12 pode ser considerado significativamente maior que o AS 2.
Sólidos Dissolvidos Totais Montante (mg/L)	0,0088	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/ \alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS12 e AS 5.

Parâmetros	Valor p do teste Kruskal-Wallis	Conclusão do teste Kruskal-Wallis	Conclusão do teste de comparações múltiplas de classes p / os grupos estudados
Sólidos Dissolvidos Totais Jusante (mg/L)	0,0000	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2 e AS 5.
Sólidos Suspensos Totais Montante (mg/L)	0,2218	Aceita-se H_0 ; NÃO há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	-
Sólidos Suspensos Totais Jusante (mg/L)	0,0042	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2.
Sólidos Totais Montante (mg/L)	0,0114	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2 e AS 12.
Sólidos Totais Jusante (mg/L)	0,0000	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2, AS5 e AS 12.
Sólidos Fixos Totais Montante (mg/L)	0,0064	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2 e AS 12.
Sólidos Fixos Totais Jusante (mg/L)	0,0000	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2, AS5 e AS 12.
Sólidos Voláteis Totais Montante (mg/L)	0,0086	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS5 e AS 12.
Sólidos Voláteis Totais Jusante (mg/L)	0,0001	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2, AS5 e AS 12.
Turbidez Montante (NTU)	0,1782	Aceita-se H_0 ; NÃO há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	-
Turbidez Jusante (NTU)	0,0004	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2, AS5 e AS 12.
Cor Verdadeira Montante (UPt)	0,0085	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS5.
Cor Verdadeira Jusante (UPt)	0,0013	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2 e AS5.
pH Montante (laboratório)	0,0150	Rejeita-se H_0 ; há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	AS 17 é significativamente maior que AS2.
pH Jusante (laboratório)	0,0858	Aceita-se H_0 ; NÃO há diferença significativa $p/\alpha = 1\%$	-

O valor de p refere-se à estatística obtida para todo o conjunto de grupos empregando-se o Teste Kruskal-Wallis, a um nível de significância, α , de 1%.

Caracterização do lixiviado

As análises da Figura 5.3 e da Tabela 5.6 permitem verificar, que os valores das medianas dos parâmetros (tanto bruto, quanto tratado) condutividade, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, sólidos dissolvidos, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis e cor, diferiram significativamente maiores para o AS17 em relação aos demais.

O valor obtido para a mediana do parâmetro pH do AS 17, lixiviado bruto, também foi significativamente maior em relação aos demais. Esse e os demais valores de pH apresentam uma tendência de aumento acompanhando a idade dos aterros, o que pode evidenciar a fase de degradação metanogênica em que se encontram todos os aterros. No entanto, não se observou um comportamento que proporcionasse a identificação clara e específica das fases dos aterros.

Houve uma redução dos valores de DQO e DBO entre os aterros AS2 e AS12, com o aumento da idade do aterro, como era de se esperar, tendo em vista que o AS2 é o aterro mais jovem. No entanto, foram registrados valores elevados no aterro AS17 (mais antigo).

Também como previsto na literatura, o AS2 foi aquele que registrou os maiores valores da relação DBO/DQO comparativamente aos demais aterros, podendo indicar a maior biodegradabilidade do lixiviado desse aterro. No entanto, essa diferença, não foi suficiente para ser considerada como significativa pelo teste aplicado. Verificou-se grande variabilidade da relação DBO/DQO em todos os aterros, sendo que os aterros mais antigos também apresentaram valores elevados dessa relação, contrariando a literatura. Por exemplo, segundo Chen (1996), Qasim e Chiang (1994), a razão DBO/DQO tem um decréscimo brusco no primeiro ano e torna-se relativamente constante com o aumento da idade das células.

Em relação aos sólidos suspensos, apesar dos maiores valores terem sido registrados para o AS5, não houve diferença significativa para o lixiviado bruto dos aterros. Já em relação ao lixiviado tratado, o AS17 foi aquele que apresentou maior ocorrência de valores elevados, sendo que sua mediana se apresentou significativamente maior que o AS2.

As características dos lixiviado bruto, descritas anteriormente, permitem verificar que, apesar de se ter observado características típicas da ocorrência da fase metanogênica, não se observou um comportamento que proporcionasse a identificação clara e específica das fases dos aterros. Essa dificuldade é retratada por Pohland e Harper (1985), como típica de aterros em operação, ocorrendo sobreposição de fases devido à essa operação e à comunicação que ocorre entre as células de diferentes idades. A grande variabilidade dos valores obtidos para o AS17 parece evidenciar uma maior interferência da sobreposição dessas fases em decorrência de sua operação. Cabe destacar que esse é o aterro de maior porte, dentre os demais analisados.

Desempenho das ETL

Em relação ao desempenho das estações, nota-se que a ETL do AS17 apresentou os menores valores de eficiência de remoção de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal, como já era de se esperar, tendo em vista que o AS17 é o mais antigo desses. No entanto, como observou-se na caracterização desses lixiviados, mesmo os aterros mais jovens (AS2 e AS5), chegam a apresentar baixos valores na relação DBO/DQO, e elevados valores de nitrogênio amoniacal, tais fatos podem ajudar a explicar os baixos desempenhos registrados, esporadicamente, por essas ETL.

A Figura 5.4 sintetiza as informações relativas, ao número e percentual de violações, para alguns parâmetros, descritos nas Tabelas 5.3 e 5.4, apresentadas em item anterior. Não foram plotadas nessa figura, os parâmetros relativos aos metais, tendo em vista que para nenhuma ETL houve violação ao padrão de lançamento.

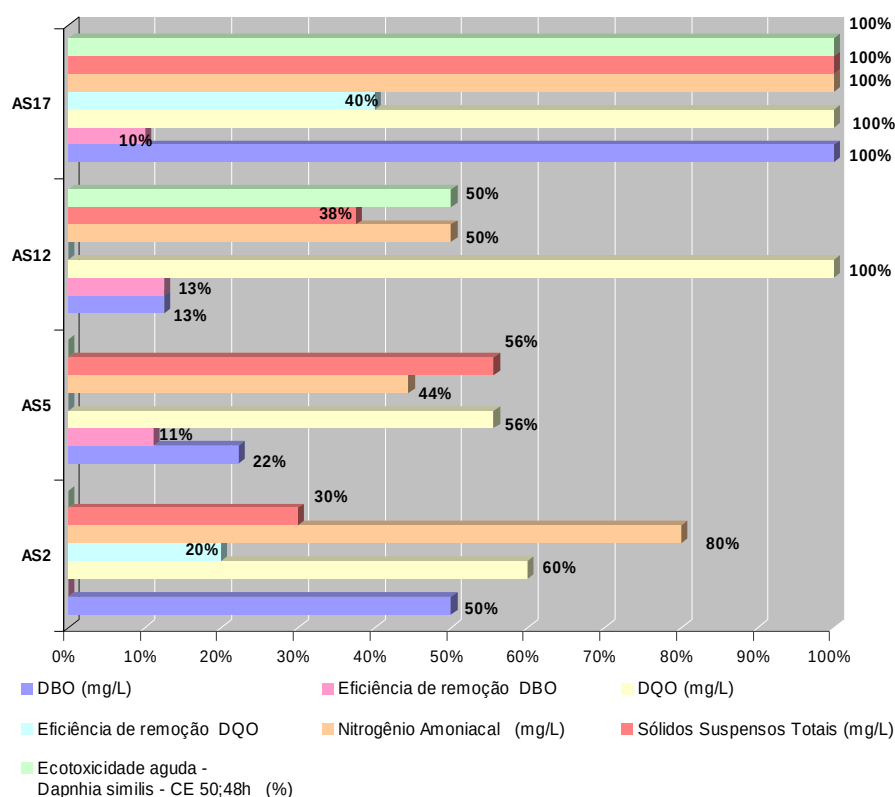


Figura 5.4- Percentual de violações para alguns parâmetros, em relação aos padrões de lançamento fixados pela DN Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008.

Em termos de eficiência de remoção em relação à DBO, não foram verificadas grandes diferenças entre as ETL analisadas. No entanto, a ETL do AS2 se mostrou mais robusta à variação de carga, tendo alcançado o maior valor de sua mediana em relação aos demais aterros. A ETL do AS5 também registrou os maiores valores, com mediana muito próxima à

ETL do AS2, porém não se mostrou robusta às variações de cargas. Já as ETL do AS12 e AS17 foram aquelas que apresentaram os menores valores em relação à mediana, também não se mostrando robustas às variações de cargas. Esse cenário corrobora o descrito pela literatura, que retrata um bom desempenho em termos de remoção de DBO, das lagoas de estabilização utilizadas para o tratamento de lixo novo. Cabe também destacar que todas as ETL alcançaram eficiências médias (mediana) acima de 80%, valores considerados elevados quando comparadas às experiências anteriores de lagoas de estabilização, tratando lixiviados de aterros sanitários, apresentadas na revisão da literatura.

Em relação aos padrões de lançamento para DBO, verifica-se que as ETL que apresentaram maiores números de violações ao padrão de lançamento de efluentes para DBO, foram as estações dos aterros AS2 e AS17. Considerando o padrão de lançamento de 60mg/L, nota-se que a ETL do AS2 obteve 5 violações (50%) registrando efluente de 320 mg/L. No entanto, ao se analisar o alcance à eficiência mínima de 60% de remoção de DBO, verifica-se que essa estação não violou o diploma legal. Já a ETL do AS17 apresentou 100% de violações se for considerado o padrão de lançamento de 60mg/L, mas apenas uma violação ao se considerar o alcance à eficiência mínima de 60% de remoção de DBO. Cabe destacar os elevados valores do efluente final da ETL do AS17, que chegou a registrar valores de até 1.311mg/L de DBO.

Conforme já descrito anteriormente, há que se destacar as limitações dos valores obtidos em relação à eficiência desempenhada pelas ETL, tendo em vista que as amostras de lixo bruto e tratado foram coletadas no mesmo dia, em um curto espaço de tempo entre elas, não se computando o TDH dos sistemas. O presente trabalho não se pretendeu obter o real desempenho dessas estações, por ser essa uma tarefa que demandaria elevado tempo e custo financeiro. Os valores encontrados para as eficiências referem-se à uma estimativa média do desempenho das ETL.

Tecidas as limitações pertinentes, pode-se dizer que os valores obtidos para as eficiências, em termos de remoção de DQO, pelas estações, foram mais baixos que para DBO. Apesar da ETL do AS2 também ter registrado os maiores valores de eficiência, essa estação já não se mostrou tão robusta às variações de cargas, como ocorreu quando analisada a eficiência de remoção de DBO. A ETL do AS17 novamente registrou as menores eficiências, além de grande variabilidade desses valores, indicando ser essa a estação menos robusta às variações das cargas afluentes. Nota-se que, as eficiências alcançadas, para a remoção de DQO, pelas

ETL estudadas, à exceção da ETL do AS17, podem ser consideradas elevadas, principalmente quando comparadas às experiências anteriores, apresentadas na revisão da literatura. Esse elevado desempenho pode estar associado ao elevado tempo de detenção que algumas estações podem ter apresentado devido aos reduzidos valores de vazões ao longo do ano.

Em relação aos padrões de lançamento para DQO, verificou-se um desempenho parecido em relação à DBO. As ETL que apresentaram maiores números de violações ao padrão de lançamento de efluentes para DQO, foram as estações dos aterros AS2 e AS17. Considerando o padrão de lançamento de 180mg/L, nota-se que a ETL do AS2 obteve 6 violações (50%) registrando efluente de até 2.746 mg/L. No entanto, ao se analisar o alcance à eficiência mínima de 55% de remoção de DQO, verifica-se que essa estação apresentou 2 violações ao diploma legal. Já a ETL do AS17 também apresentou 100% de violações se for considerado o padrão de lançamento de 180mg/L, mas apenas 4 violações ao se considerar o alcance à eficiência mínima de 55% de remoção de DQO. Cabe destacar os elevados valores do efluente final da ETL do AS17, que chegou a registrar valores de até 3.792mg/L de DQO.

A estação que apresentou os maiores valores de eficiência de remoção em relação ao nitrogênio amoniacal, foi a do AS5, se mostrando também mais robusta à variação de cargas. Esse elevado desempenho pode estar atribuído às características de projeto específicas dessa ETL, tendo apresentado os maiores valores de TDH (122 dias), relação L/B (3,46) e menor taxa Ls (200 Kg DBO/haxdia), como apresentado anteriormente. Apesar de não ter sido possível a medição da vazão de lixiviado afluyente à ETL, quando da realização das coletas, verificou-se em campo que em muitas ocasiões não foram detectadas vazões afluentes, porém como a coleta era realizada na caixa de entrada da lagoa anaeróbia, era possível a coleta de lixiviado bruto. Portanto, os elevados valores de TDH, relação L/B, aliados à ocorrência de baixas vazões afluentes, podem ter proporcionado baixos valores de profundidade e da Ls da lagoa facultativa. Como retratado na literatura, para esses ambientes, o pH pode se tornar elevado, o acarretando a dessorção de amônia (VON SPERLING, 2002). Já a ETL do AS17 apresentou mediana significativamente menor em relação aos demais, porém foi a ETL 2 que registrou os menores valores de eficiência de remoção, e a maior variabilidade dos valores, se apresentando como a ETL menos robusta para o tratamento do nitrogênio amoniacal.

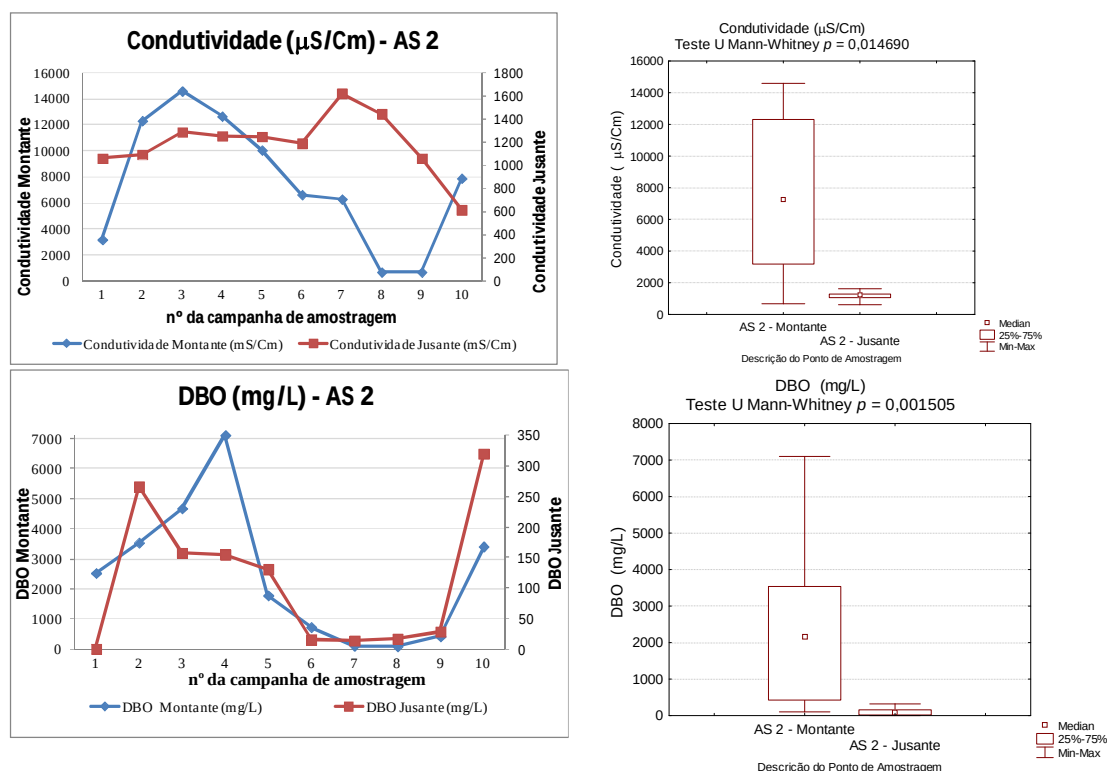
As ETL dos aterros AS2 e AS17 foram aquelas que registraram os maiores números de violações ao padrão de lançamento (20mg/L) de nitrogênio amoniacal, quais sejam 8 (80%) e

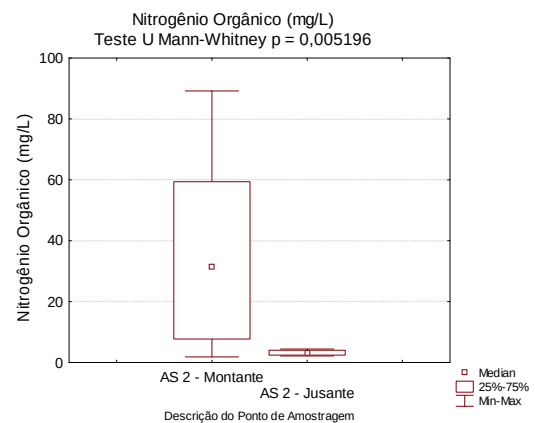
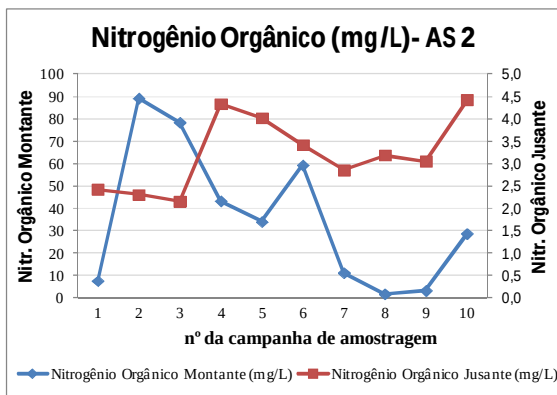
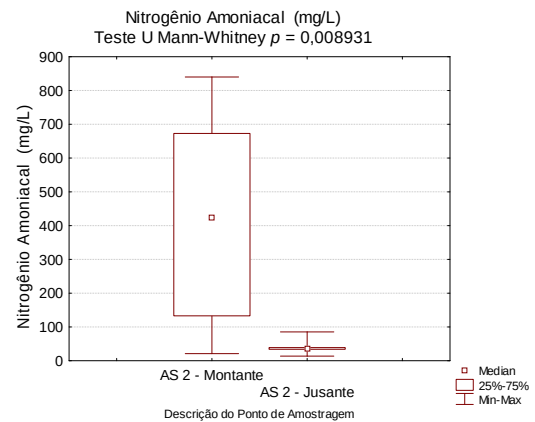
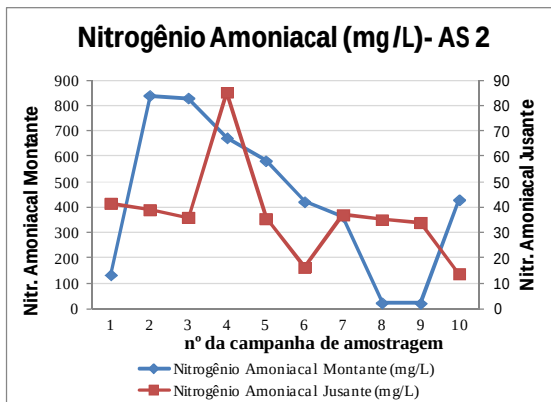
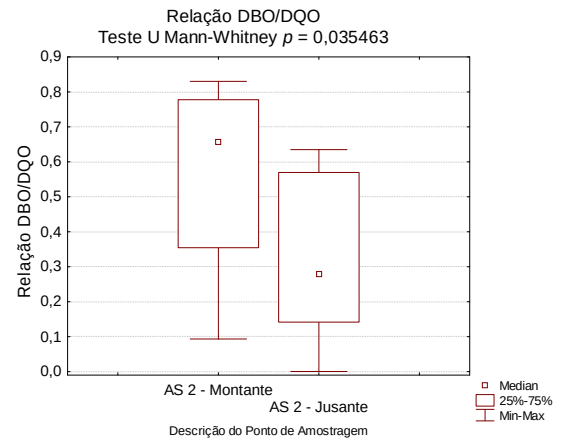
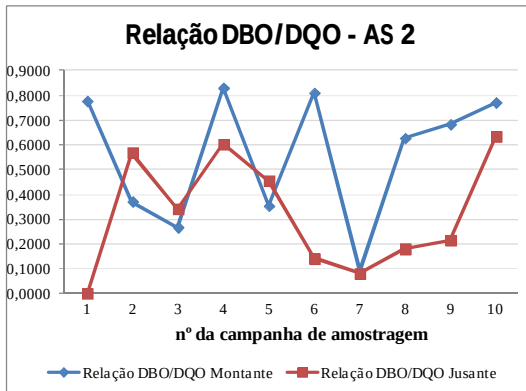
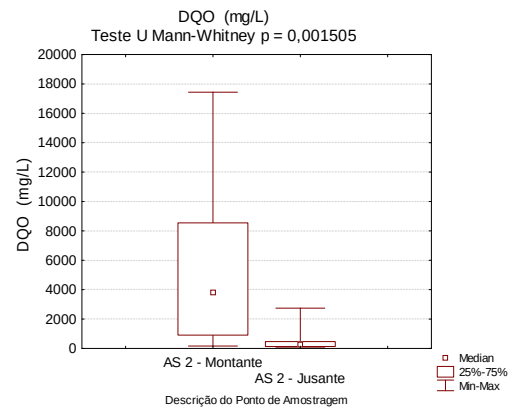
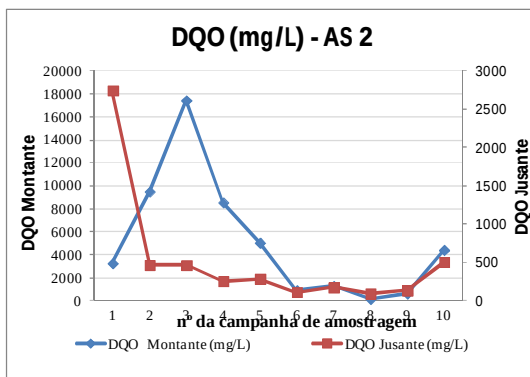
10 (100%), respectivamente. Mesmo assim, as eficiências alcançadas, para a remoção da amônia, pela ETL do AS2, podem ser consideradas elevadas, principalmente quando comparadas às experiências anteriores, apresentadas na revisão da literatura.

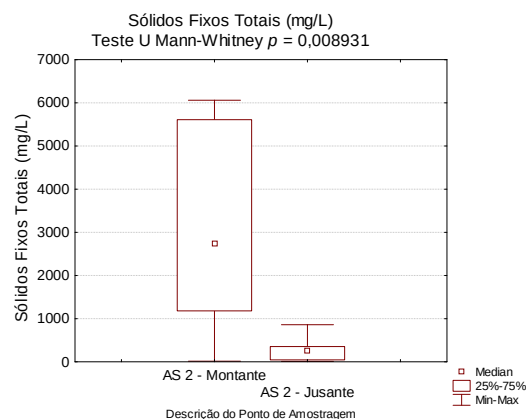
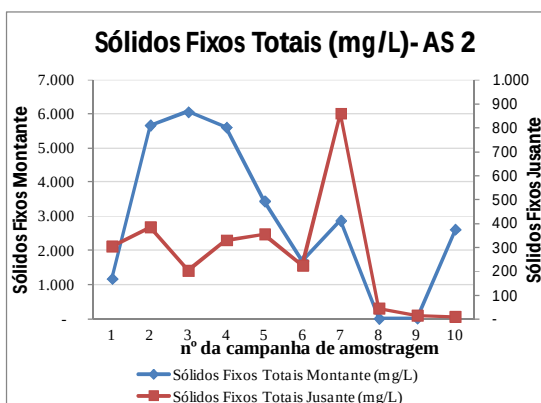
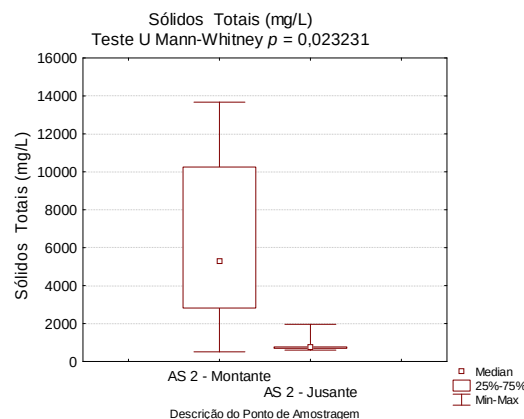
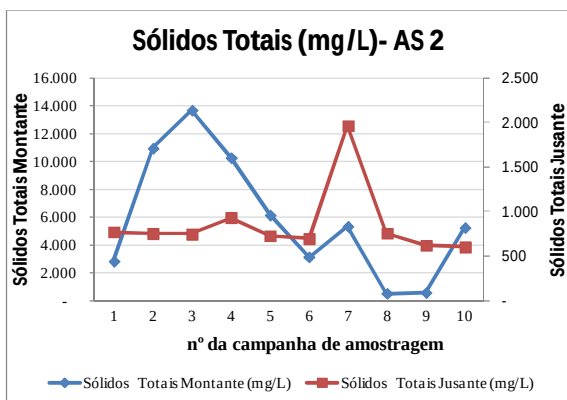
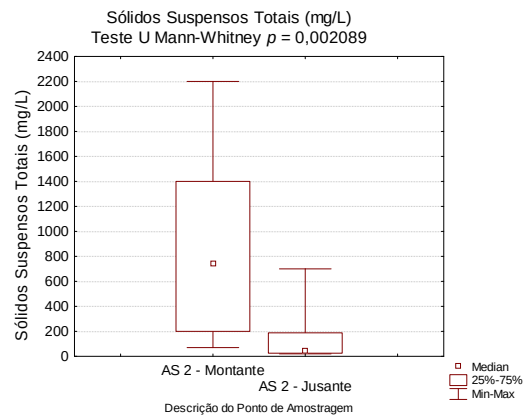
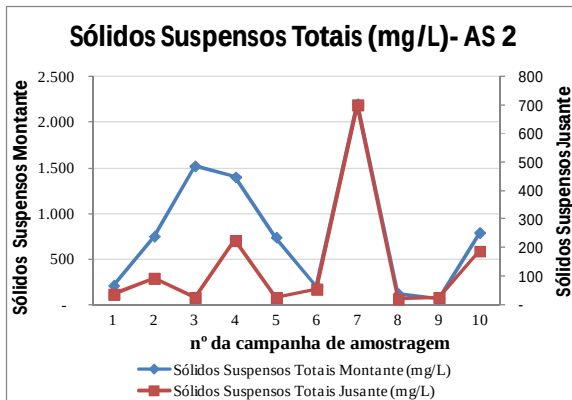
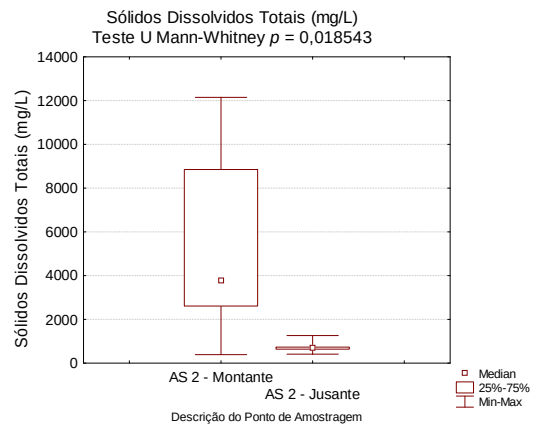
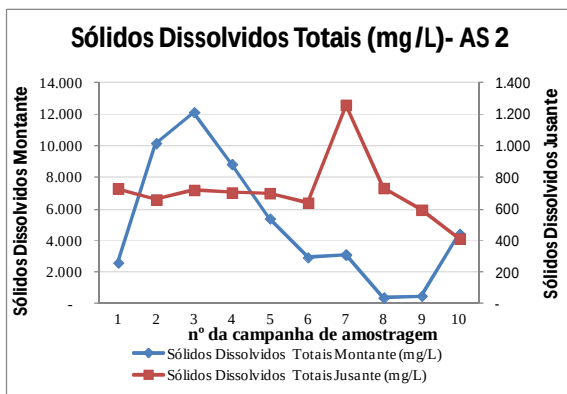
Em suma, pode-se dizer que os parâmetros que registraram maiores percentuais de violação aos padrões de lançamento foram DQO e nitrogênio amoniacal, sendo que a ETL do AS17 foi aquela que registrou maiores percentuais de violação, para quase todos os parâmetros retratados na Figura 5.4.

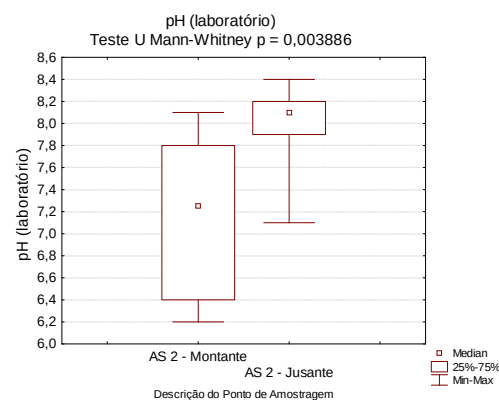
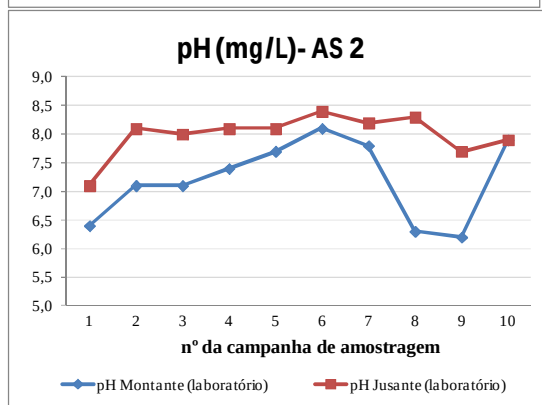
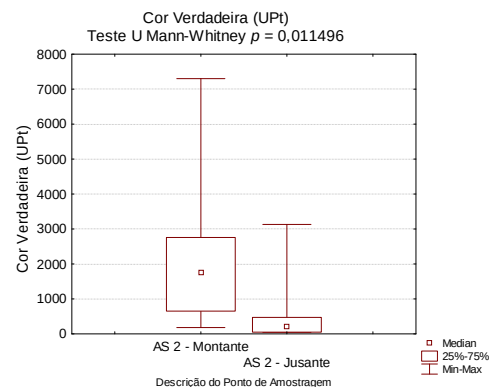
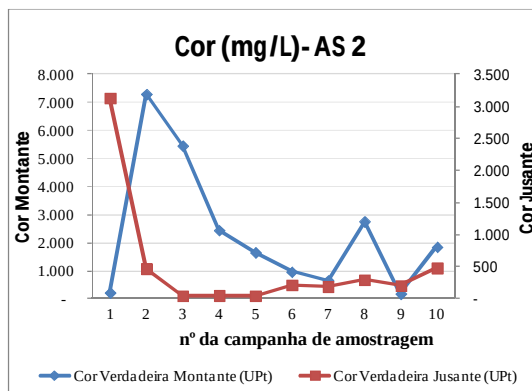
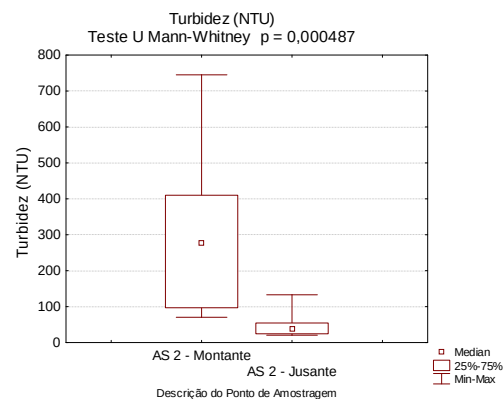
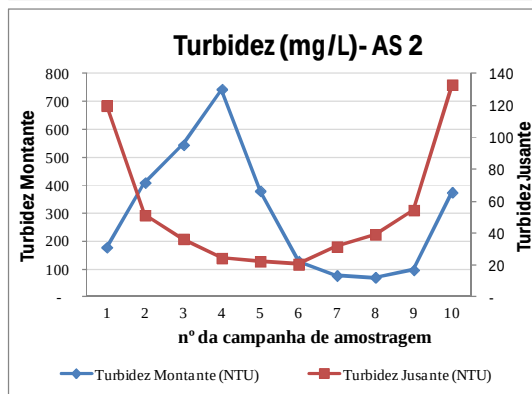
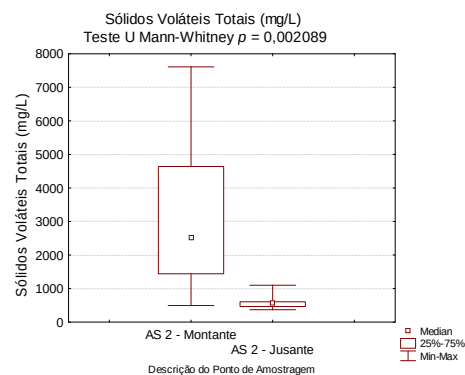
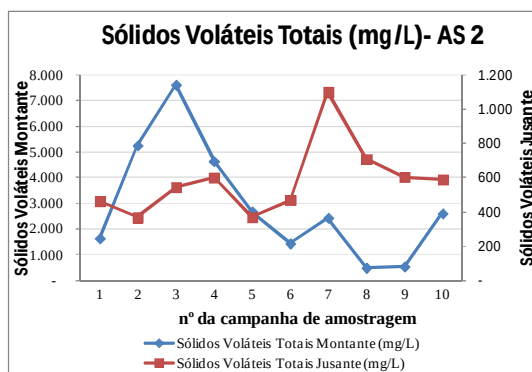
5.3.2.3 Análise da ETL do aterro sanitário AS2

A Figura 5.4 apresenta os resultados do teste, não paramétrico, de Kruskal Wallis ANOVA, aplicado para verificar a ocorrência de diferenças significativas entre o lixiviado bruto (montante do tratamento) e tratado (jusante do tratamento) do aterro AS2. Os valores de ‘p’ foram apresentados juntamente com o Box-whisker, que está conjugado ao gráfico de série temporal, com o intuito de permitindo a melhor visualização dos dados.









Nota: O valor de p refere-se à estatística obtida para todo o conjunto de grupos empregando-se o Teste Kruskal-Wallis, a um nível de significância, α , de 1%.

Figura 5.5- Caracterização do lixiviado bruto e tratado do aterro sanitário A2, estudados a partir de dados primários, apresentadas em gráficos de série temporal e de *Box-whisker*.

A análise da Figura 5.5 permite verificar que os parâmetros característicos do lixiviado tratado pelas lagoas do AS2 apresentaram-se significativamente menores que o bruto para quase todos os parâmetros, à exceção dos sólidos totais, que não diferiram significativamente. Destaca-se também, que não foi constatada diferença significativa entre a relação DBO/DQO dos lixiviados bruto e tratado. Nota-se, no entanto, que cerca de 70% dos valores do lixiviado tratado permaneceram abaixo de 0,5, indicando que a matéria orgânica remanescente pode se caracterizar por sua baixa biodegradabilidade.

Analizando os valores da Tabela 5.4, apresentada em item anterior, pode-se notar que, em relação à característica do lixiviado bruto do AS2, a maior parte dos sólidos totais encontravam-se dissolvidos, e que os sólidos fixos- SF (matéria inorgânica), encontravam-se, praticamente, na mesma proporção que os sólidos voláteis - SV (matéria orgânica). A fração mediana SV/ST no lixiviado bruto foi de 2,92 e, no tratado, foi de 0,66 evidenciando a degradação da fração volátil pela ETL.

A relação DBO/DQO do lixiviado bruto também apresentou-se acima de 0,5 para mais de 60% dos valores registrados. Esses são indícios da natureza biodegradável da matéria orgânica do lixiviado bruto, o que pode justificar os elevados valores de eficiência de remoção de DBO e DQO obtidos pela ETL do AS2.

A concentração mediana de nitrogênio amoniacal do lixiviado bruto foi de 425 mg/L, variando de 21 a 840 mg/L. No lixiviado tratado, a concentração mediana foi de 35,7 mg/L, variando de 13,7 a 85,3 mg/L, tendo alcançado eficiências máximas de remoção de 96,8%. Os valores obtidos para o lixiviado bruto estão dentro das faixas retratadas pela literatura, com eficiências de remoção elevadas. No entanto, foram constatadas violações em relação ao padrão de lançamento de efluente tratado, em 80% dos dados. Já o pH do lixiviado bruto teve média de 7,3, variando de 6,2 a 8,1. Nota-se que o lixiviado do AS2 apresentou os valores mais baixos de pH se comparado aos demais aterros, o que era de se esperar, tendo em vista que trata-se do aterro mais jovem.

A ETL apresentou eficiências medianas de remoção de 92,9% de DBO, 88% de DQO e 91,9% de nitrogênio amoniacal. Como foi possível a medição de vazão afluente à ETL do AS2 quando da realização das coletas, a Tabela 5.7 sintetiza os valores encontrados para vazão e as estimativas de alguns parâmetros operacionais comparando-os aos estipulados em projeto.

Tabela 5.7- Vazão e estimativa de alguns parâmetros de projeto/operacionais da ETL do AS2

Parâmetros	Valores projeto	Valores obtidos em campo									
Data	Projeto	17/3/11	5/4/11	28/4/11	10/5/11	19/5/11	4/10/11	22/11/11	1/12/11	13/12/11	24/1/12
Vazão média afluyente (L/s)	média 0,31/ 0,62*	0,4861	0,0278	0,0278	0,0202	0,0278	0,0163	0,0694	0,1389	0,0278	0,0470
Vazão média afluyente (m³/h)	1,116/ 2,232*	1,7500	0,1000	0,1000	0,0729	0,1000	0,0587	0,2500	0,5000	0,1000	0,1694
DBO afluyente (mg/L)	3000	2528	3536	4675	7098	1785	736	120	103	426	3404
DBO efluyente (mg/L)	68	<2,0	266	158	155	131	16	14	17	29	320
TDH lagoa facultativa (h)	74	47	829	829	1.138	829	1.412	332	166	829	490
Eficiência em termos de remoção DBO da ETL (%)	97,73	99,96	92,48	96,62	97,82	92,66	97,83	88,33	83,5	93,19	90,6
Carga orgânica aplicada Kg/DBO*dia	80,4	106,2	8,5	11,2	12,4	4,3	1,0	0,7	1,2	1,0	13,8
Lv - Taxa de Aplicação Volumétrica para Lagoa anaeróbia (Kg DBO/m³xdia)	0,4	0,518	0,041	0,055	0,061	0,021	0,005	0,004	0,006	0,005	0,067
Eficiência de remoção adotada em projeto p/ lagoa anaeróbia	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%
LS - Taxa de Aplicação Superficial para Lagoa facultativa (Kg DBO/haxdia)	240	320	26	34	37	13	3	2	4	3	42

* Vazão média de projeto - inicial/final (L/s)

Os dados apresentados na Tabela 5.7 indicam que durante a maior parte do ano a ETL trabalha com valores abaixo da vazão prevista em projeto para a primeira etapa do sistema, a saber 0,31 L/s. Verifica-se que o TDH de projeto para a vazão de início de plano (74 dias), foi ultrapassado na maior parte dos dias das coletas, chegando a atingir valores 15 vezes maiores, sendo que apenas na coleta realizada em março, ocorreu um TDH abaixo do projetado. Tal elevado TDH pode auxiliar a explicar os bons resultados de remoção de DBO obtidos, tendo esses permanecido acima do esperado, e previsto pela literatura.

No entanto, nos meses de maior intensidade pluviométrica, foram registrados picos de vazões que chegaram a extrapolar o valor previsto em projeto (1ª etapa), como pode ser observado na Figura 5.6.

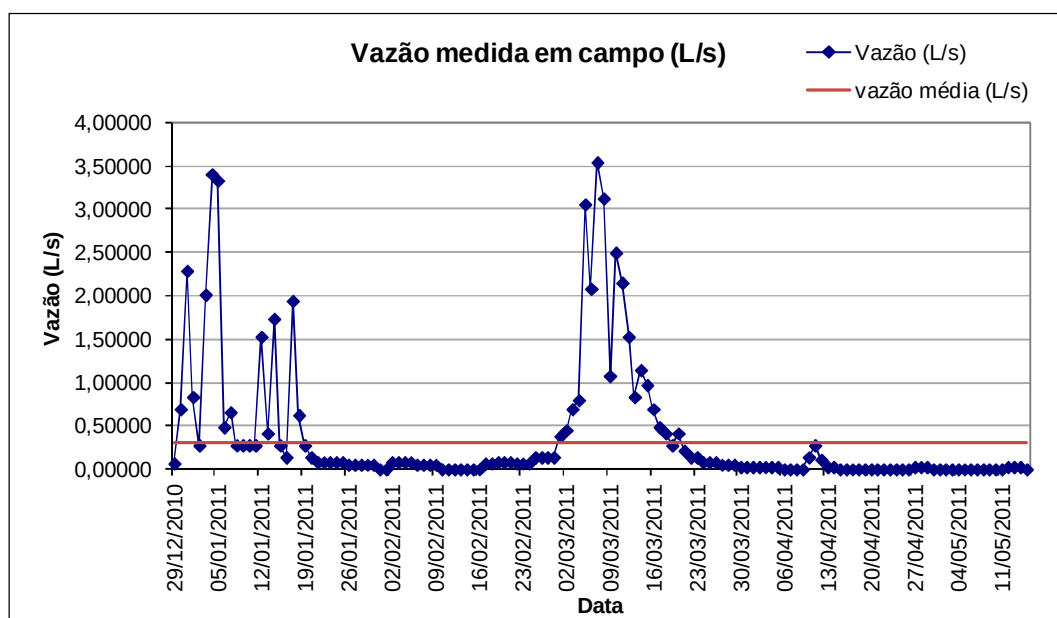


Figura 5.6- Dados de vazão afluyente à ETL do aterro sanitário AS2.

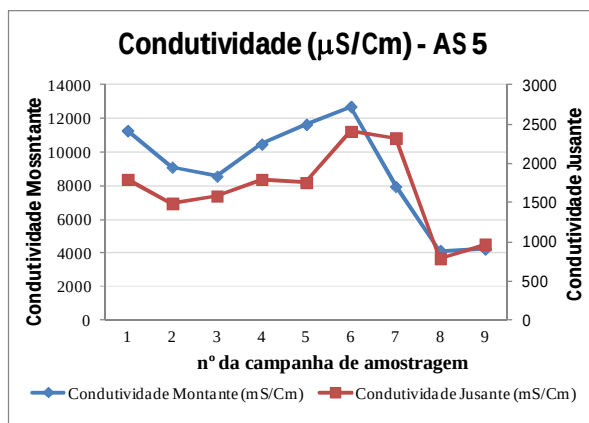
Fonte: Dados fornecidos pelo gestor do aterro AS2.

Verificou-se que a ETL trabalhou na maior parte do tempo com valores de L_s e L_v bem abaixo dos valores estipulados em projeto. Essa variação pode ter influenciado o desempenho do sistema de tratamento devido às variações das eficiências de remoção. No entanto, todas as eficiências situaram acima de 80%. Como não foi objeto do estudo avaliar a influencia das taxas L_s e L_v no desempenho das lagoas, a metodologia empregada no presente estudo não permite realizar uma correlação direta entre essas taxas e o desempenho da ETL, devido à medição pontual da vazão, e o elevado tempo de detenção hidráulica da estação.

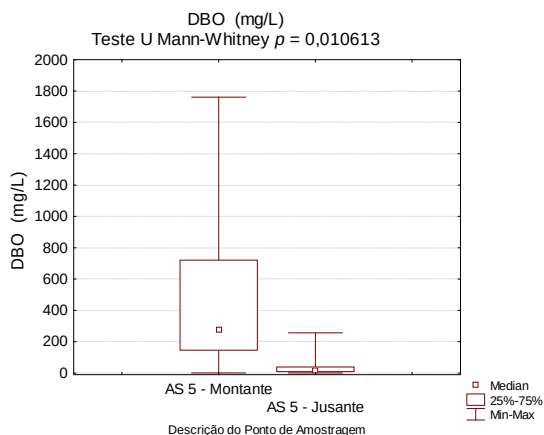
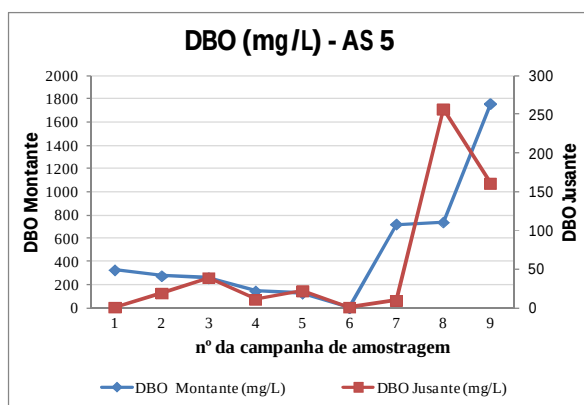
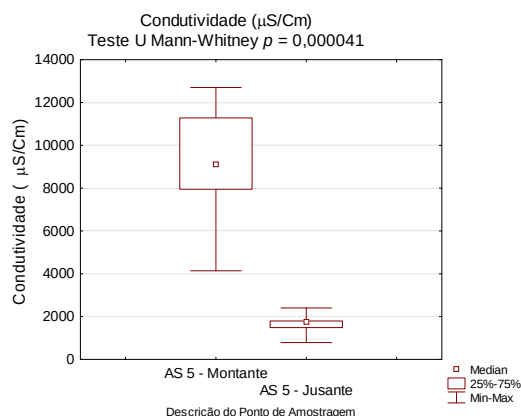
5.3.2.4 Análise da ETL do aterro sanitário AS5

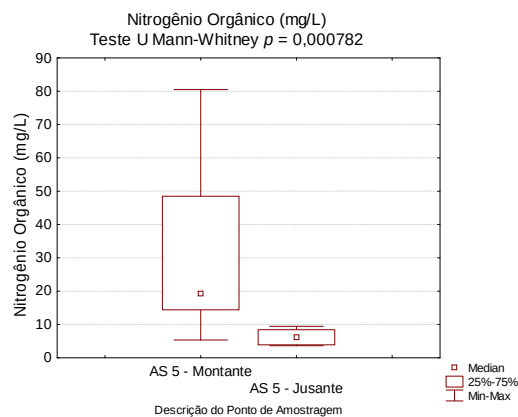
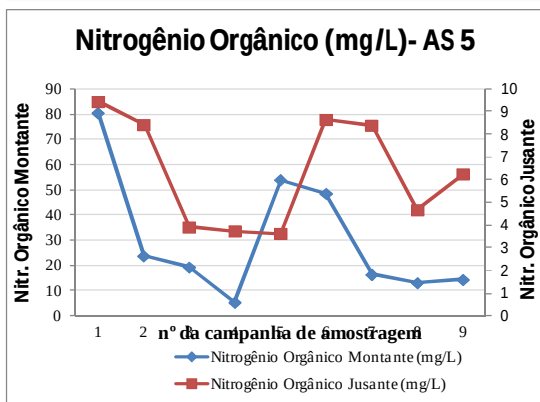
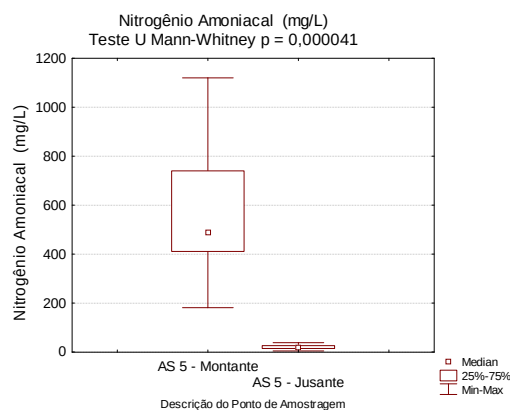
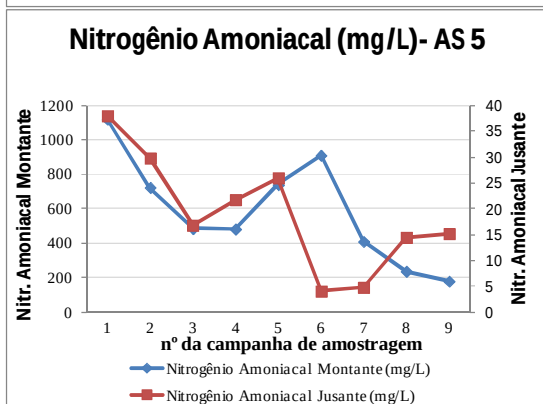
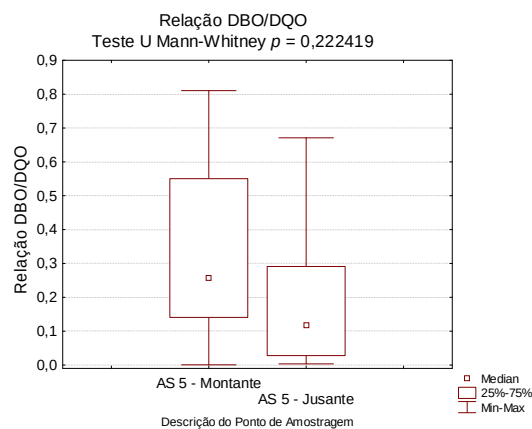
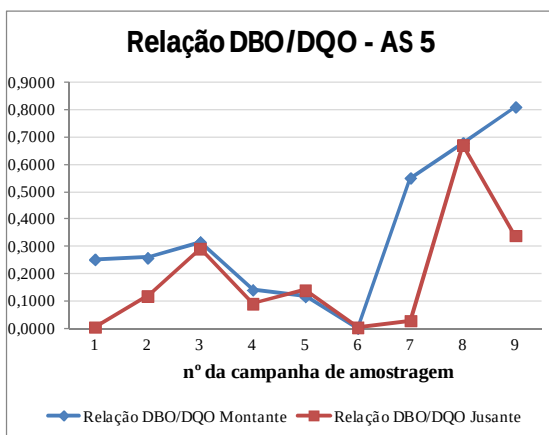
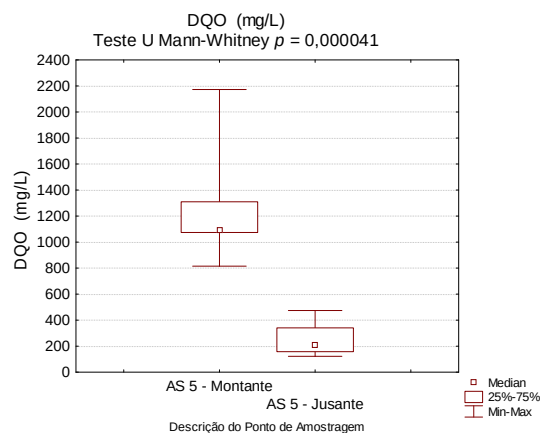
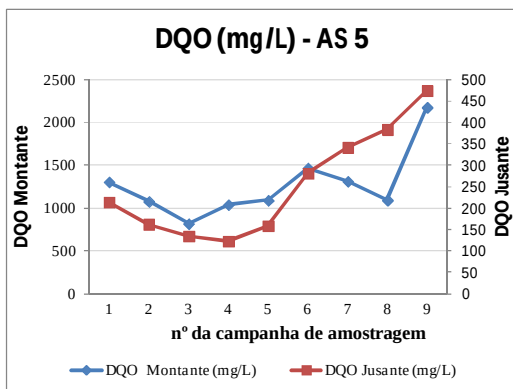
A análise da Figura 5.7 permite verificar que os parâmetros característicos do lixiviado tratado pelas lagoas do AS5 apresentaram-se significativamente menores que o bruto para quase todos os parâmetros. Apenas para o pH e para a relação DBO/DQO não foi constatada diferença significativa entre os lixiviados bruto e tratado. Nota-se, no entanto, que cerca de 75% dos valores da relação DBO/DQO do lixiviado tratado permaneceram abaixo de 0,30, indicando que a matéria orgânica remanescente pode se caracterizar pela baixa biodegradabilidade.

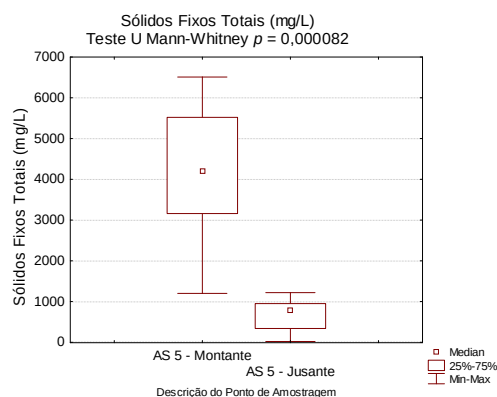
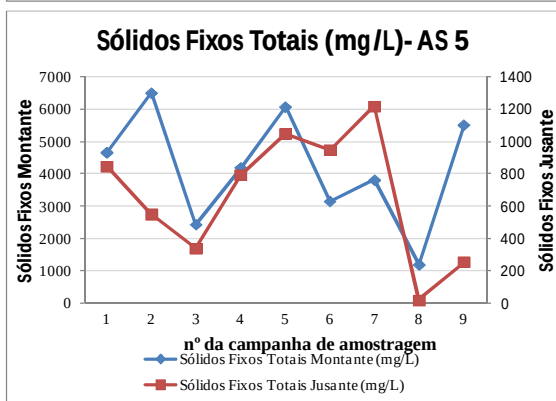
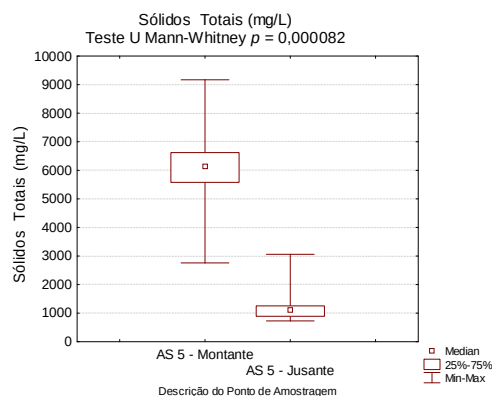
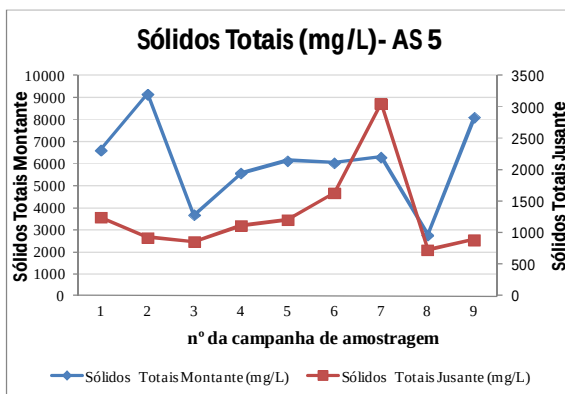
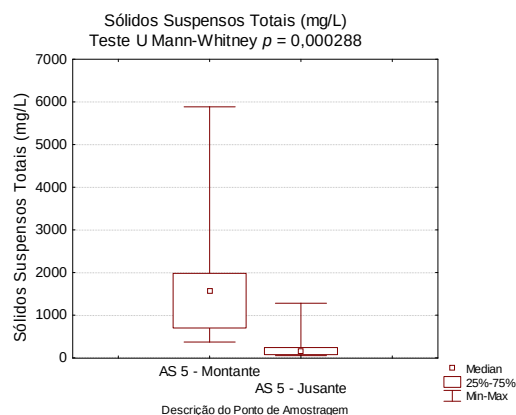
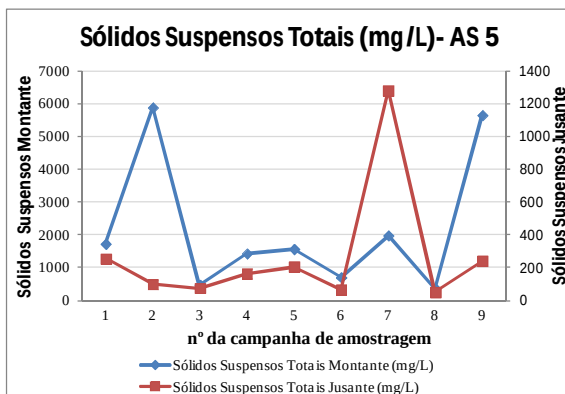
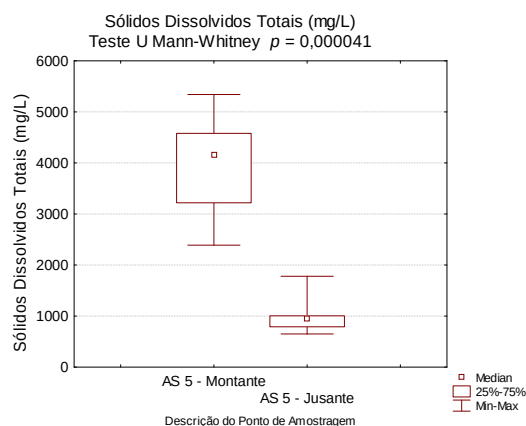
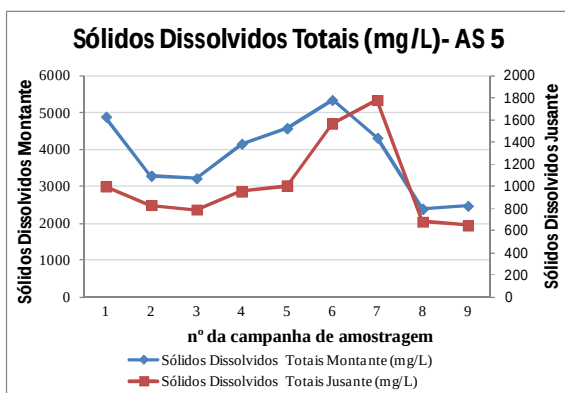
Vale ressaltar, que o lixiviado bruto já apresenta baixos valores da relação DBO/DQO (mediana de 0,25) demonstrando que, mesmo se tratando de um aterro jovem (cerca de 2 anos) o lixiviado bruto já apresentava características de baixa biodegradabilidade. Corroborando essa constatação, nota-se que a maior parte dos sólidos totais encontravam-se como sólidos fixos- SSF (matéria inorgânica), sendo pequena a proporção de sólidos voláteis - SSV (matéria orgânica).

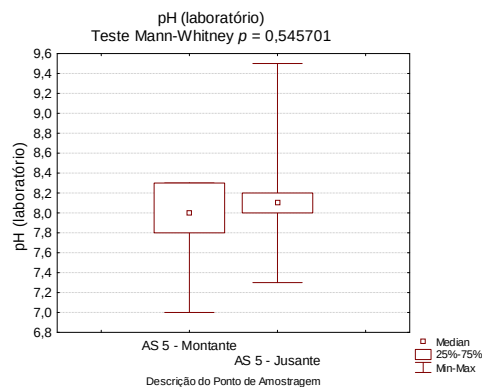
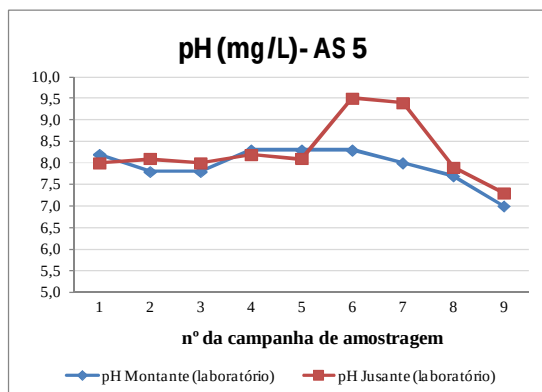
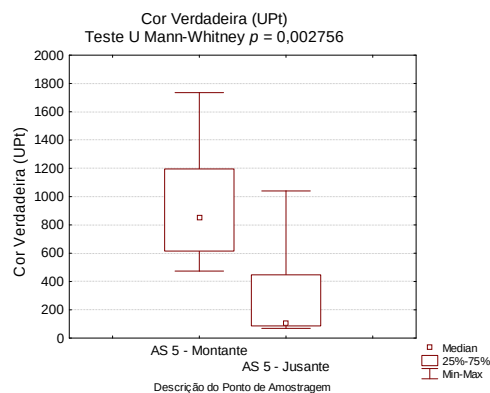
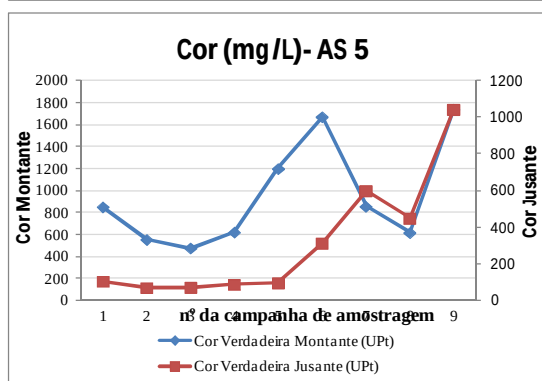
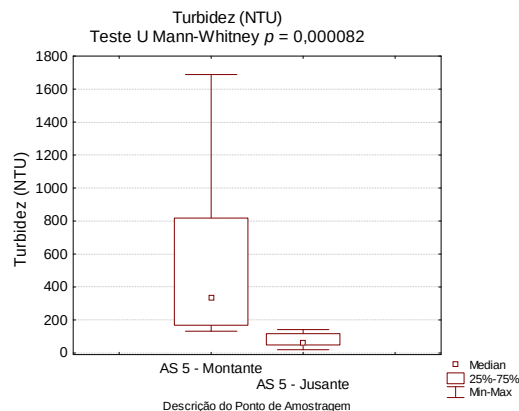
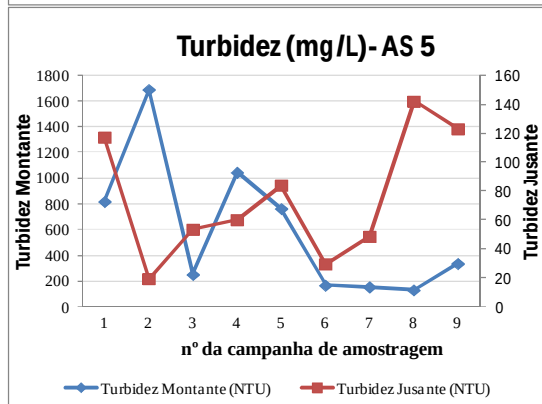
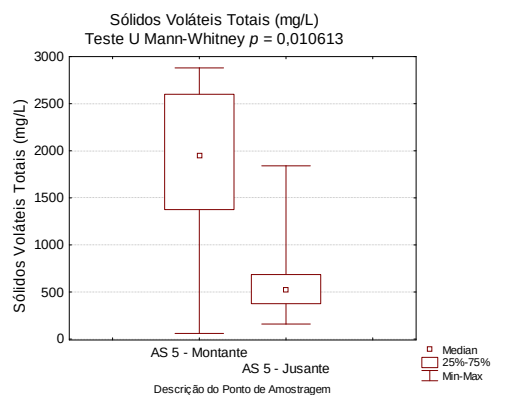
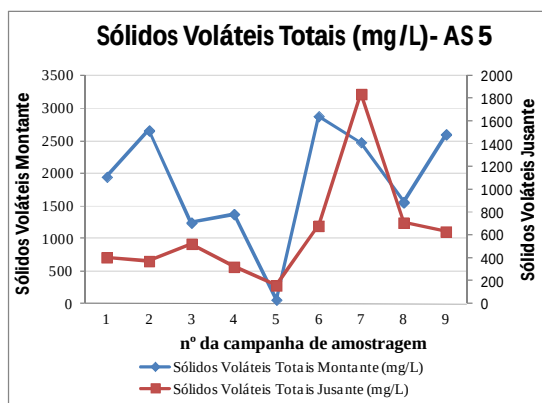


b









Nota: O valor de p refere-se à estatística obtida para todo o conjunto de grupos empregando-se o Teste Kruskal-Wallis, a um nível de significância, α , de 1%.

Figura 5.7- Caracterização do lixiviado bruto e tratado do aterro sanitário A5, estudados a partir de dados primários, apresentadas em gráficos de série temporal e de *Box-whisker*.

Analisando os valores da Tabela 5.4, apresentada em item anterior, pode-se notar que, em relação à característica do lixiviado bruto do AS5, a maior parte dos sólidos totais encontravam-se dissolvidos, e que os sólidos fixos- SF (matéria inorgânica), ocorreram em proporções superiores aos sólidos voláteis - SV (matéria orgânica). A fração mediana SV/ST no lixiviado bruto foi de 1,55 e, no tratado, foi de 0,42 evidenciando a degradação da fração volátil pela ETL.

A concentração média (mediana) de nitrogênio amoniacal do lixiviado bruto foi de 487mg/L, variando de 181 a 1.120mg/L. No lixiviado tratado, a concentração mediana foi de 16,8mg/L, variando de 4 a 38mg/L, tendo alcançado eficiências máximas de remoção de 99,5%. Os valores obtidos para o lixiviado bruto estão dentro das faixas retratadas na literatura, sendo que as eficiências de remoção mostraram-se bastante elevadas. No entanto, foram constatadas violações em relação ao padrão de lançamento de efluente tratado, em quase 50% dos dados, apesar das concentrações efluentes não terem sido muito mais elevadas que o padrão de lançamento.

Já o pH do lixiviado bruto teve média de 8,3, variando de 7,3 a 9,5. Pode-se dizer que o pH não apresentou grandes variações, não tendo sido constatada diferença significativa entre os lixiviados bruto e tratado.

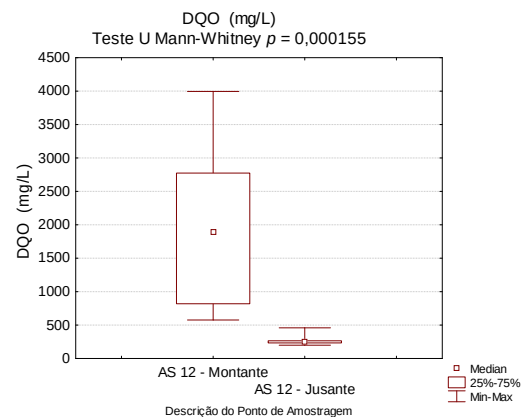
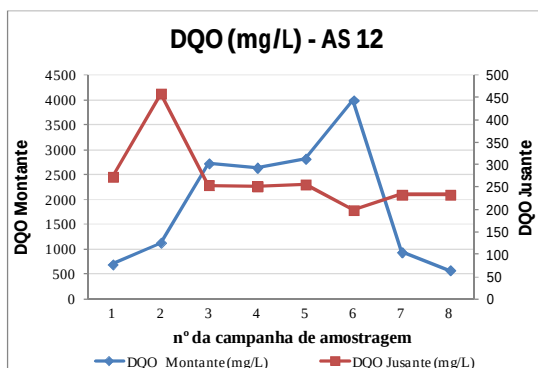
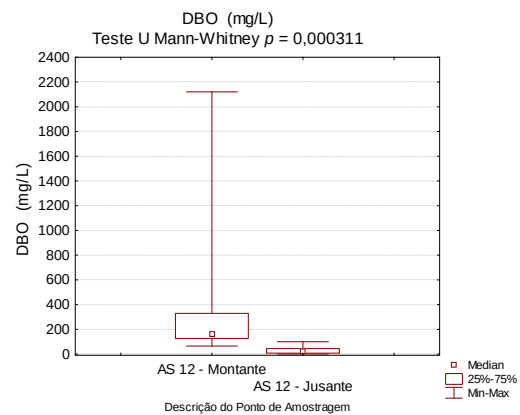
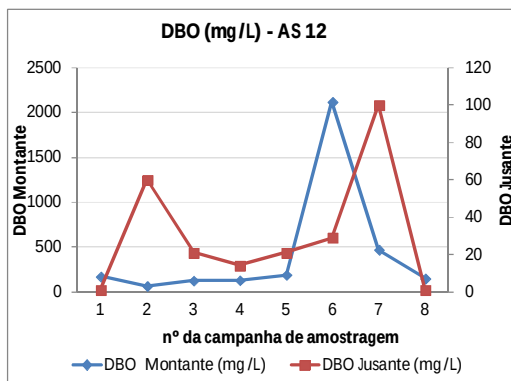
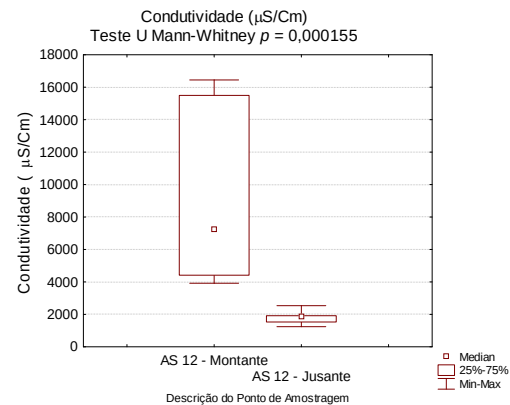
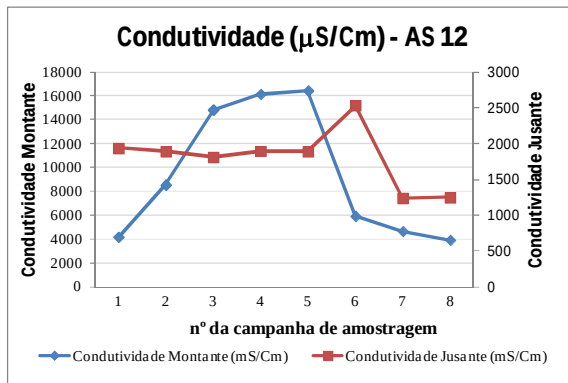
A ETL apresentou eficiências medianas de remoção de 90,9% de DBO, 83,6% de DQO e 96,5% de nitrogênio amoniacal.

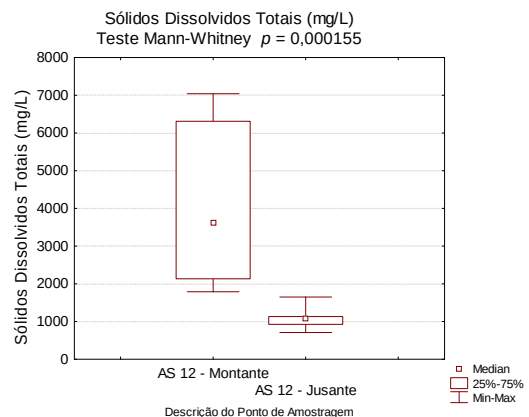
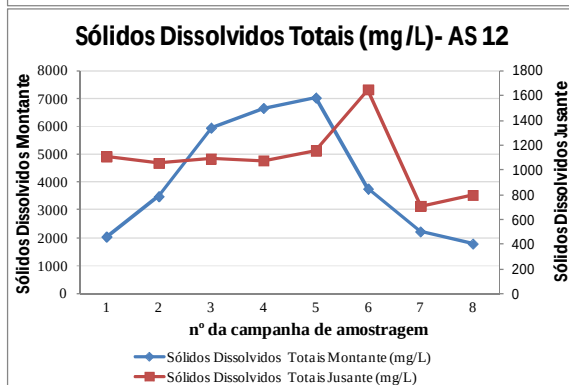
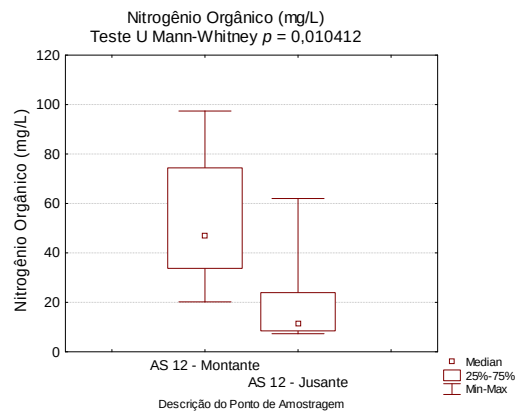
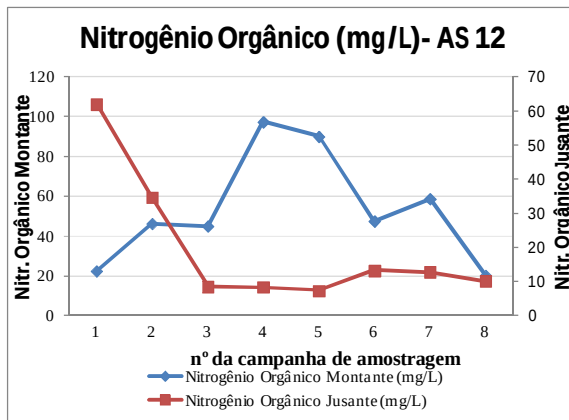
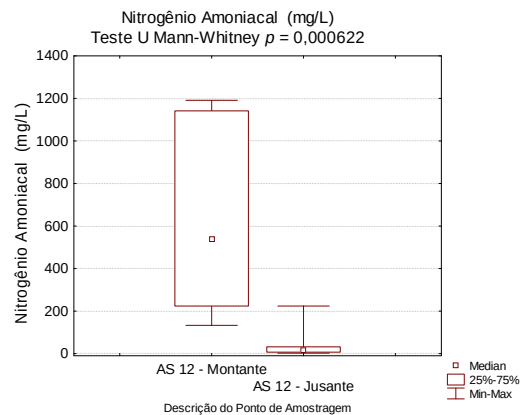
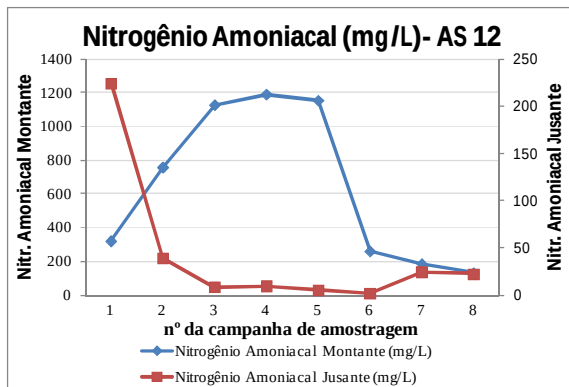
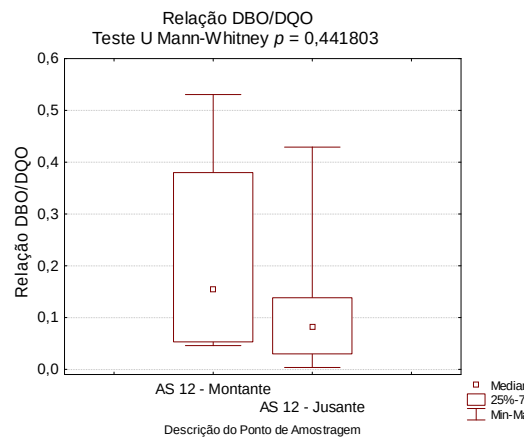
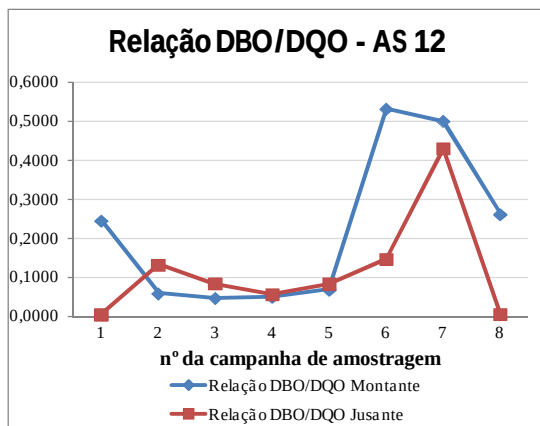
5.3.2.5 Análise da ETL do aterro sanitário A12

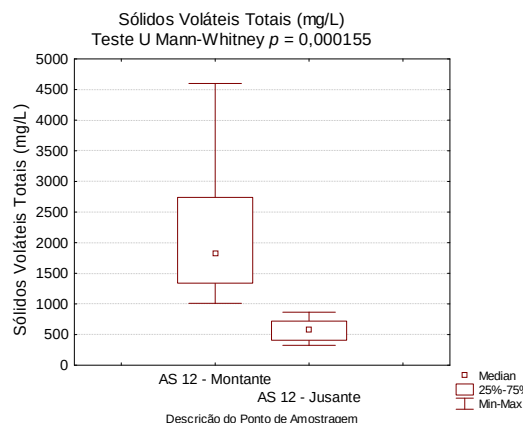
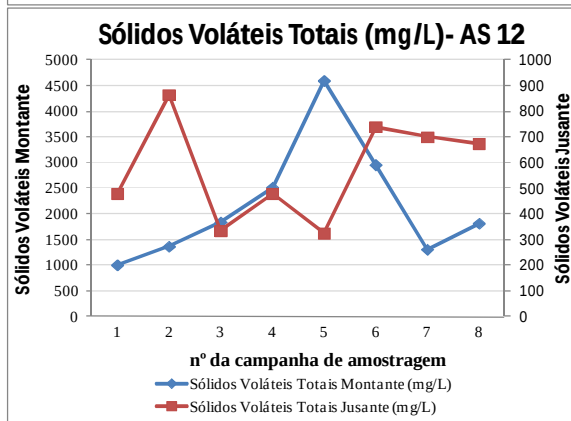
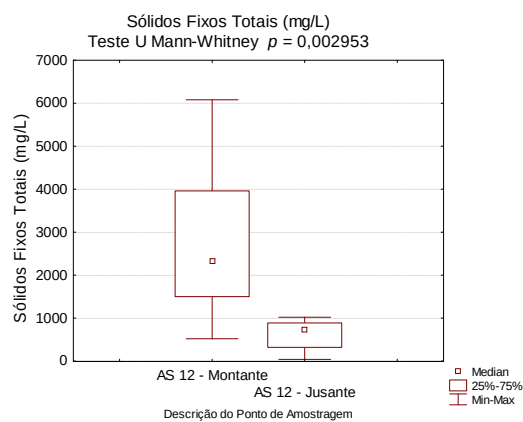
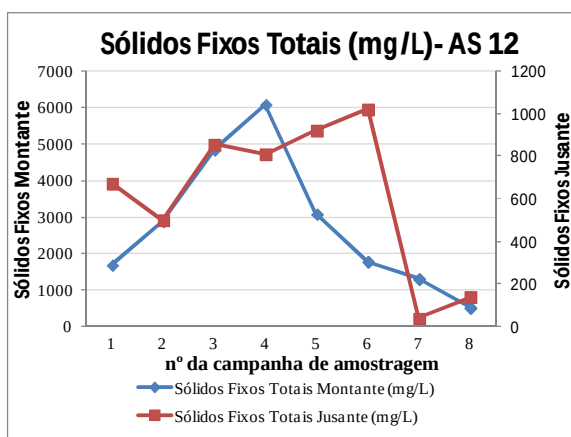
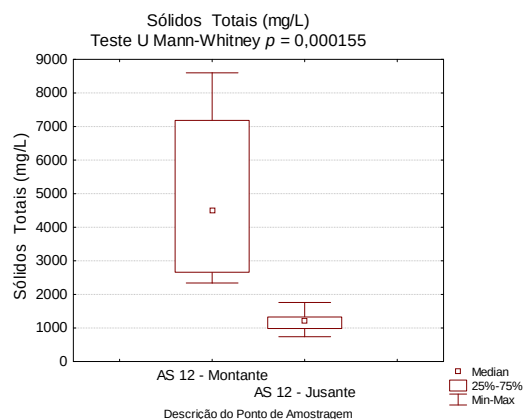
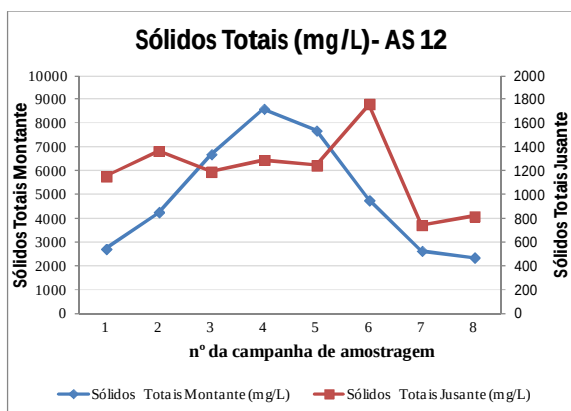
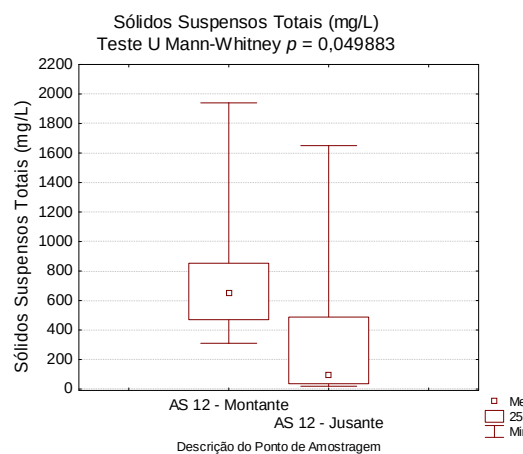
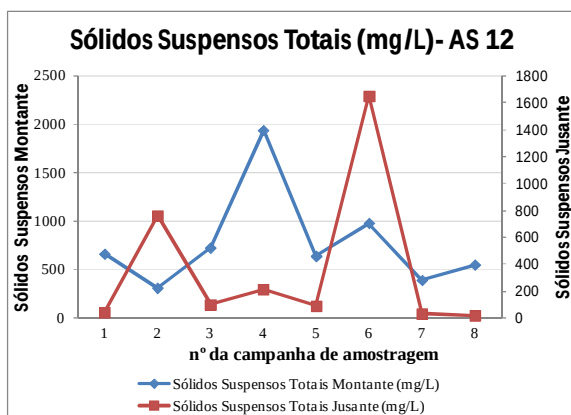
A análise da Figura 5.8 permite verificar que os parâmetros característicos do lixiviado tratado pelas lagoas do AS12 apresentaram-se significativamente menores que o bruto para quase todos os parâmetros. Não houve remoção significativa de SST, turbidez, e cor pela ETL, sendo que as primeiras variáveis podem estar relacionadas ao desenvolvimento algal na lagoas, ou à suspensão do lodo da lagoa facultativa.

Relação DBO/DQO não diferiu significativamente entre os lixiviados bruto e tratado. Nota-se, no entanto, que cerca de 75% dos valores do lixiviado tratado permaneceram abaixo de 0,15, e mediana de 0,08, indicando baixa biodegradabilidade da matéria orgânica remanescente.

Vale ressaltar que o lixiviado bruto já apresentava baixos valores da relação DBO/DQO (mediana de 0,15), sendo que 75% dos valores situaram abaixo de 0,4, indicando que o lixiviado bruto já apresentava características de baixa biodegradabilidade. Corroborando essa constatação, nota-se que a maior parte dos sólidos totais encontravam-se como sólidos suspensos fixos- SSF (matéria inorgânica), sendo menor a proporção de sólidos suspensos voláteis - SSV (matéria orgânica).







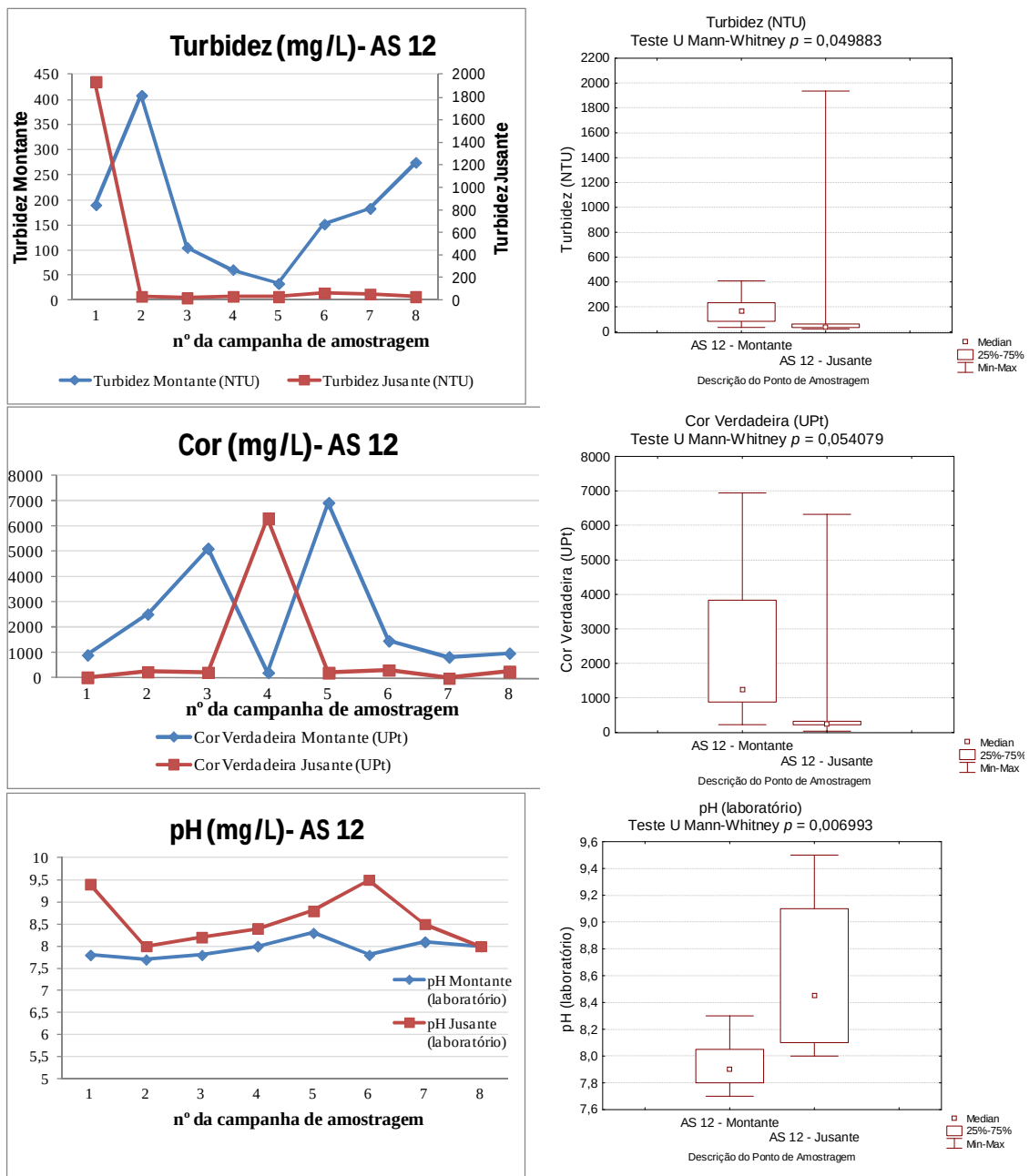


Figura 5.8- Caracterização do lixiviado bruto e tratado do aterro sanitário A12, estudados a partir de dados primários, apresentadas em gráficos de série temporal e de *Box-whisker*.

Analisando os valores da Tabela 5.5, apresentada em item anterior, pode-se notar que, em relação à característica do lixiviado bruto do AS12, a maior parte dos sólidos totais encontravam-se dissolvidos, e que os sólidos fixos- SF (matéria inorgânica), ocorreram em proporções superiores aos sólidos voláteis - SV (matéria orgânica). A fração mediana SV/ST

no lixiviado bruto foi de 1,73 e, no tratado, foi de 0,42 evidenciando a degradação da fração volátil pela ETL.

A concentração média (mediana) de nitrogênio amoniacal do lixiviado bruto foi de 540mg/L, variando de 133 a 1.191mg/L. No lixiviado tratado, a concentração mediana foi de 16,13mg/L, variando de 2 a 224mg/L, tendo alcançado eficiências máximas de remoção de 99,5%. Os valores obtidos para o lixiviado bruto estão dentro das faixas retratadas na literatura, sendo que as eficiências de remoção se mostraram bastante elevadas. No entanto, foram constatadas violações em relação ao padrão de lançamento de efluente tratado, em 50% dos dados, com concentrações efluentes elevadas, chegando a extrapolar em até 10 vezes o padrão de lançamento.

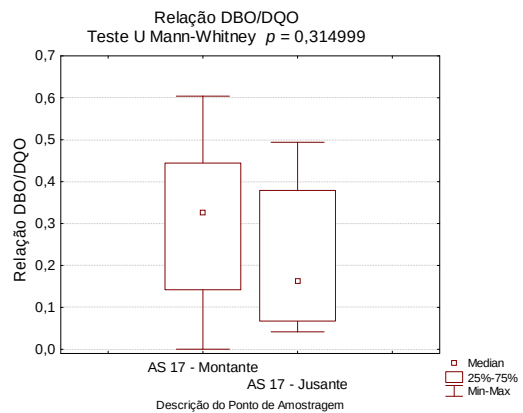
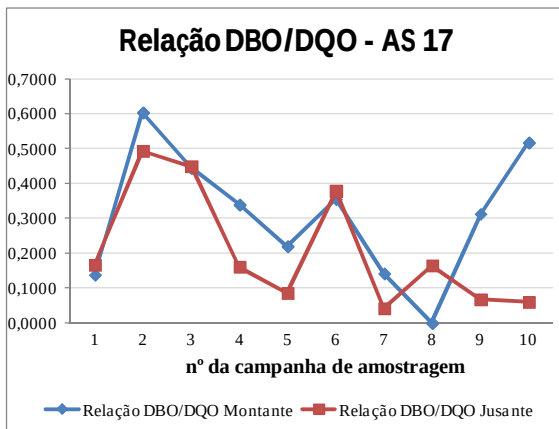
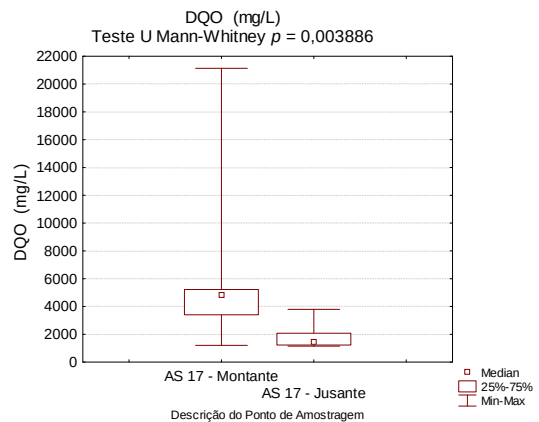
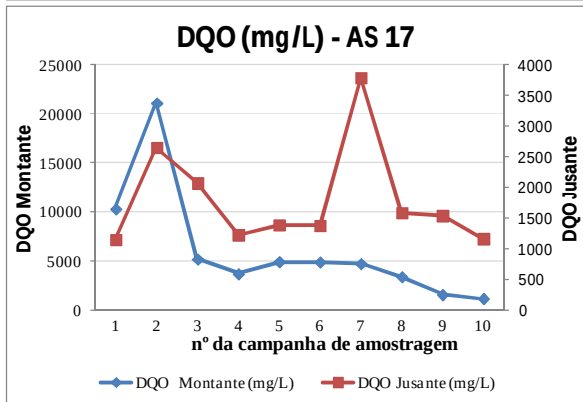
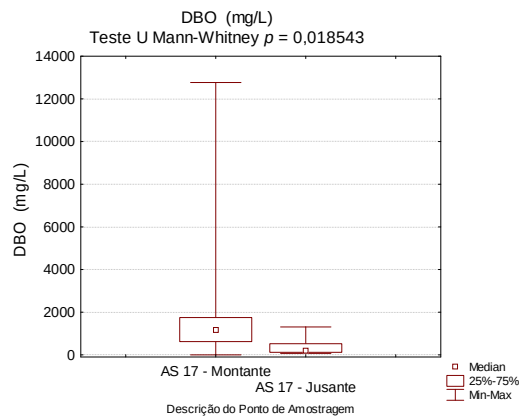
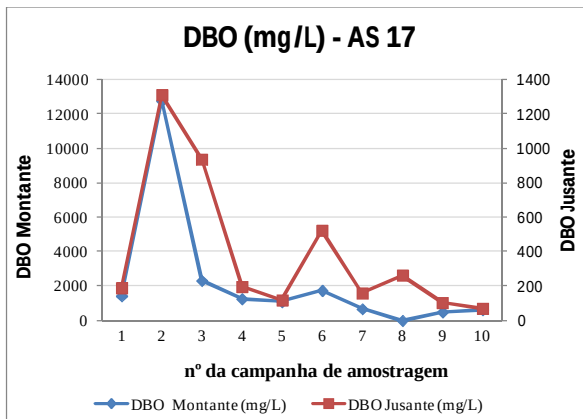
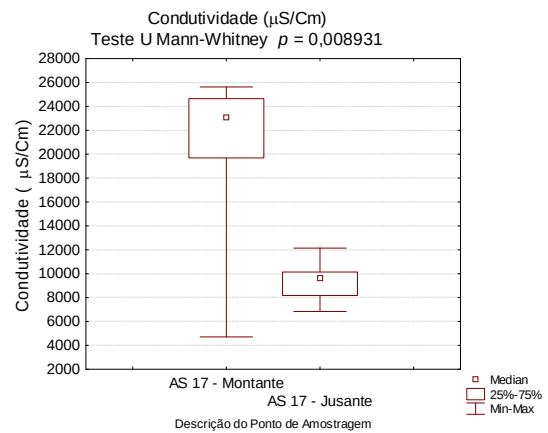
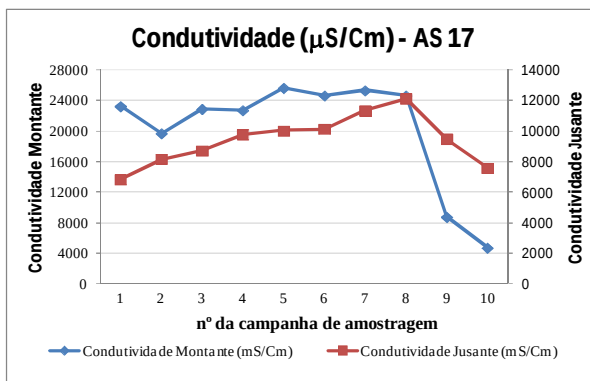
Já o pH do lixiviado bruto teve média de 7,9, variando de 7,7 a 8,3.

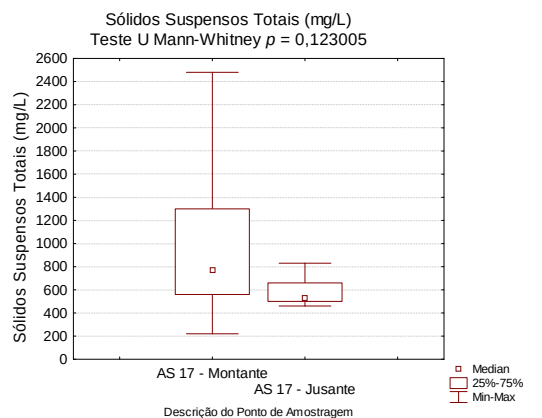
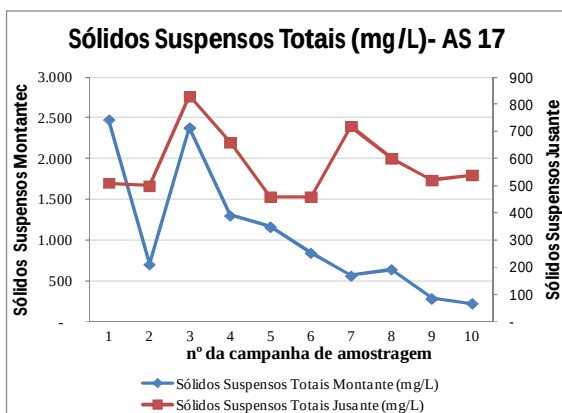
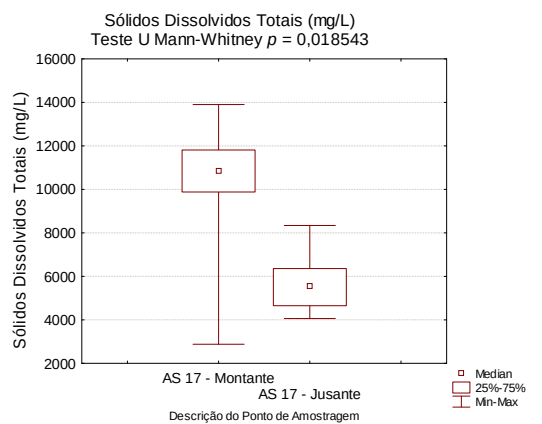
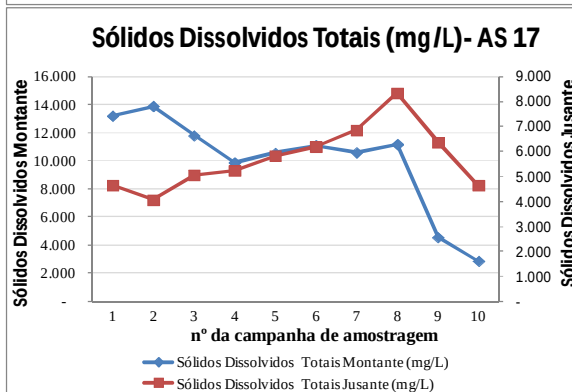
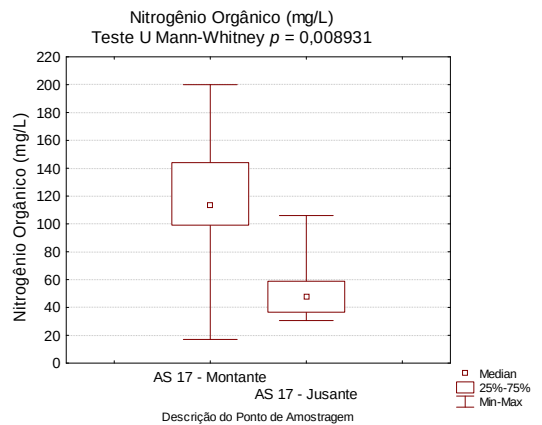
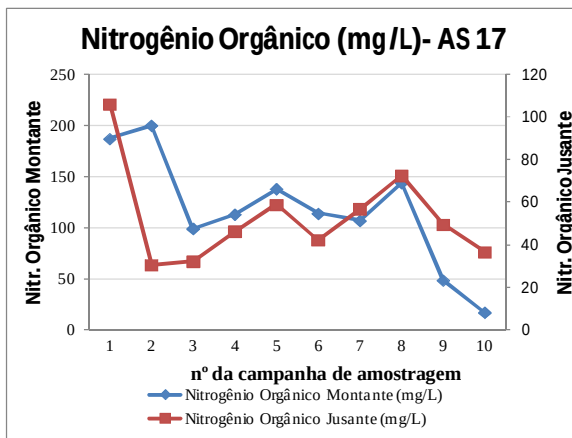
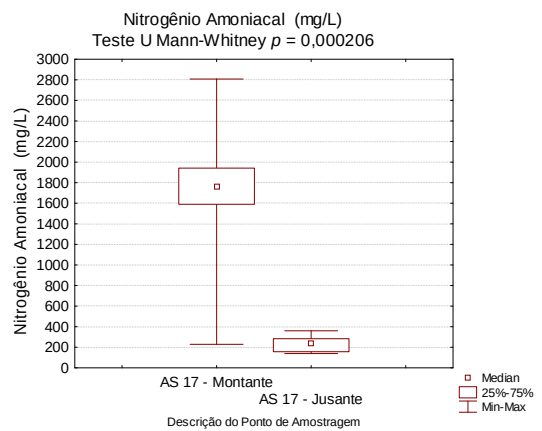
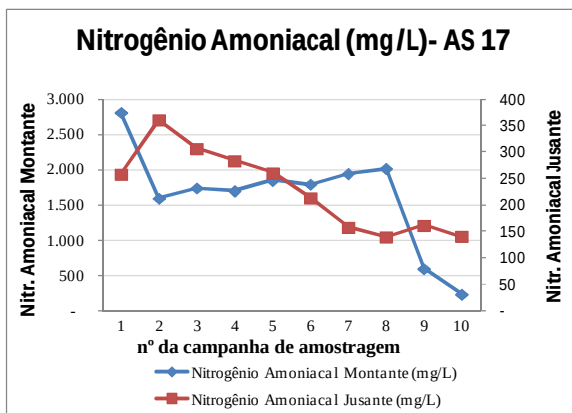
A ETL apresentou eficiências medianas de remoção de 89% de DBO, 82,5% de DQO e 97% de nitrogênio amoniacal.

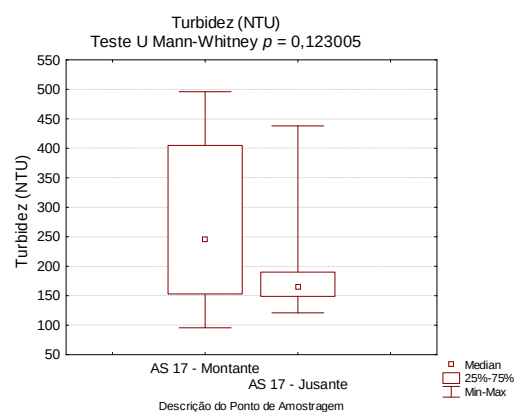
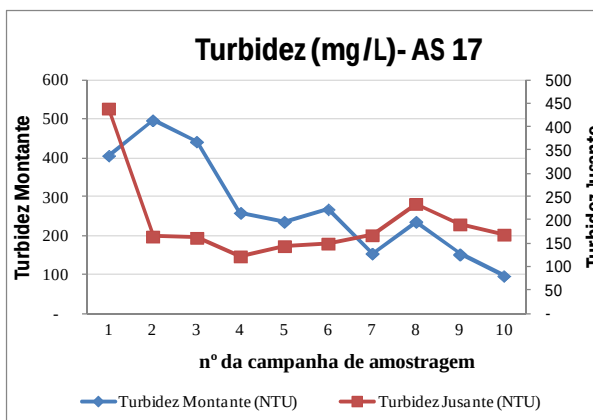
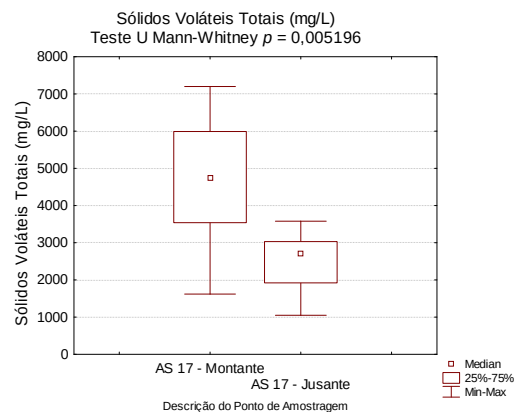
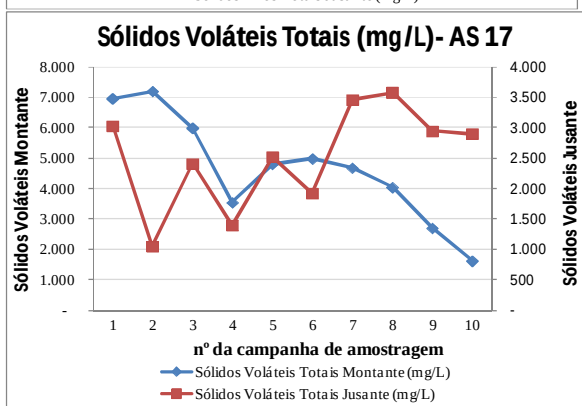
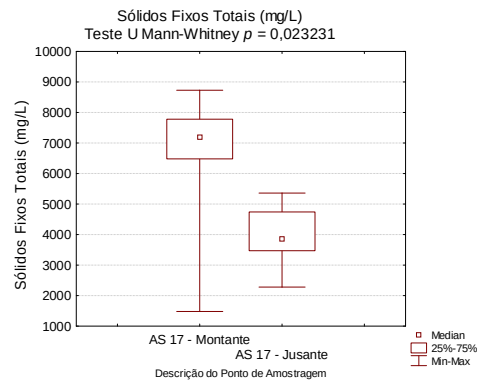
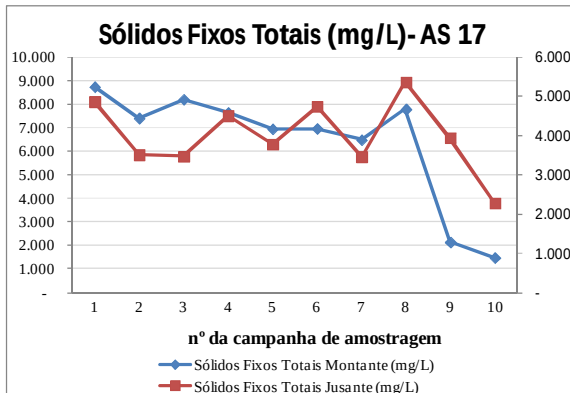
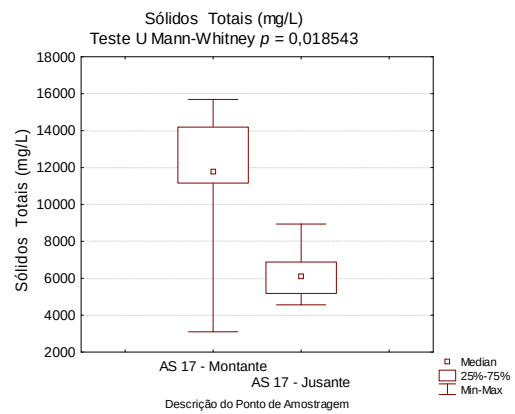
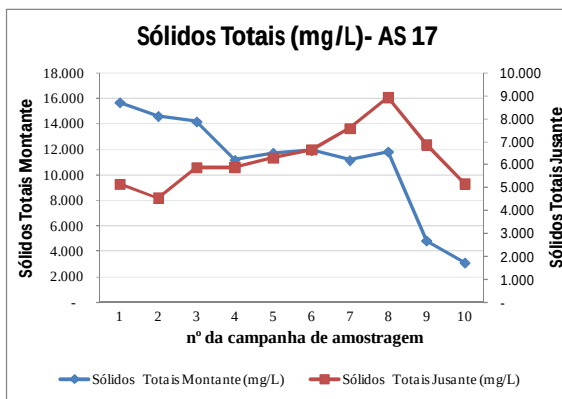
5.3.2.6 Análise da ETL do aterro sanitário A17

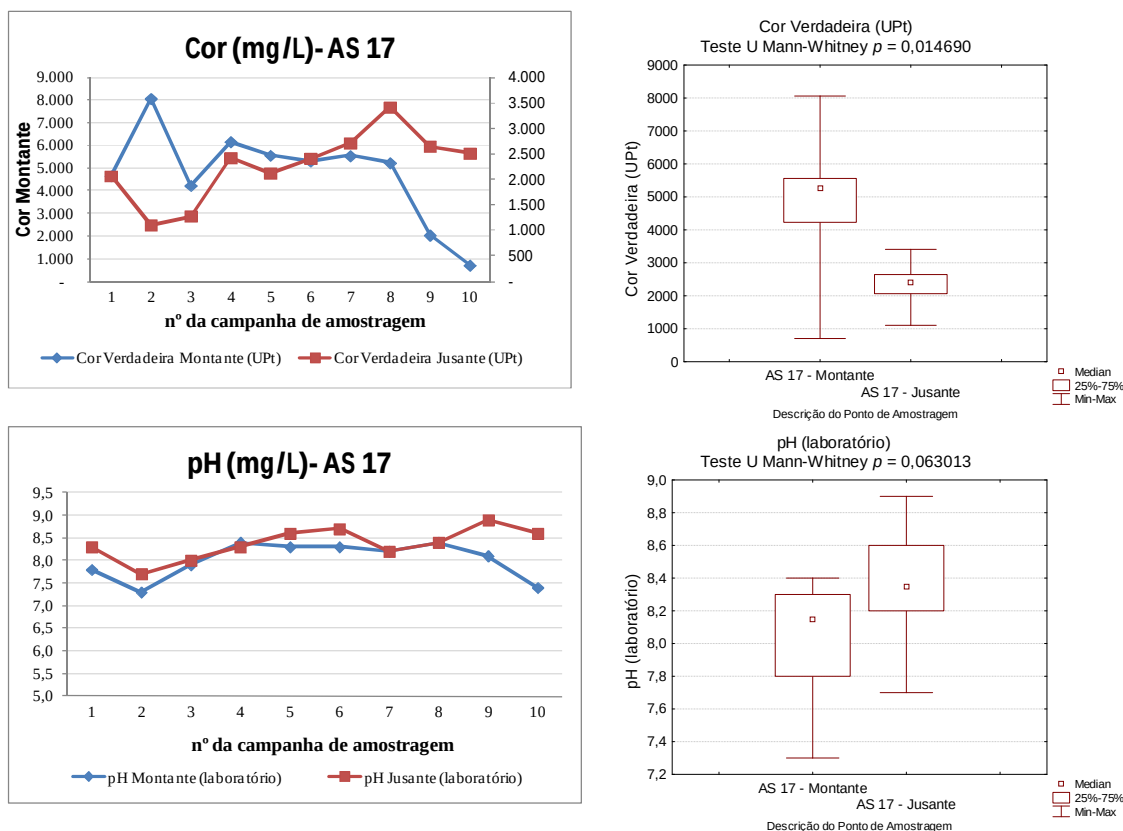
A análise da Figura 5.9 permite verificar que os parâmetros característicos do lixiviado tratado pelas lagoas do AS17 apresentaram-se significativamente menores que o bruto apenas para os parâmetros: condutividade, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico e sólidos voláteis. Não houve remoção significativa de DBO, sólidos dissolvidos, sólidos suspensos, sólidos totais, sólidos fixos, turbidez, e cor pela ETL. A permanência de elevadas concentrações de sólidos suspensos e turbidez podem estar relacionadas ao desenvolvimento algal na lagoas, ou à suspensão do lodo da lagoa facultativa.

Relação DBO/DQO não diferiu significativamente entre os lixiviados bruto e tratado. Nota-se, no entanto, que cerca de 75% dos valores do lixiviado tratado variaram entre 0,1 a 0,4, alcançando valores de até 0,49, indicando que ainda permanecem frações biodegradáveis de matéria orgânica remanescente, e que a estação não foi capaz de tratar toda a matéria orgânica biodegradável.









Nota: O valor de p refere-se à estatística obtida para todo o conjunto de grupos empregando-se o Teste Kruskal-Wallis, a um nível de significância, α , de 1%.

Figura 5.9- Caracterização do lixiviado bruto e tratado do aterro sanitário A17, estudados a partir de dados primários, apresentadas em gráficos de série temporal e de *Box-whisker*.

Analisando os valores da Tabela 5.5, apresentada em item anterior, pode-se notar que, os valores obtidos para o lixiviado bruto estão dentro das faixas retratadas na literatura.

Em relação à característica do lixiviado bruto do AS17, a maior parte dos sólidos totais encontravam-se dissolvidos, e que a proporção dos sólidos fixos- SF (matéria inorgânica), estava próxima da proporção que os sólidos voláteis - SV (matéria orgânica). A fração mediana SV/ST no lixiviado bruto foi de 0,68 e, no tratado, foi de 0,41 evidenciando que houve degradação da fração volátil pela ETL, mesmo sendo essa última, ainda elevada no efluente tratado. Cabe destacar que não foi identificada diferença significativa nas concentrações de sólidos voláteis no lixiviado tratado, comparada ao bruto e que a remoção mediana de SV foi de cerca de 43%. Pode-se dizer que a ETL não apresentou elevada eficiência na remoção de SV. Comportamento análogo foi observado para a remoção de DBO e DQO. A eficiência de remoção mediana, para DBO, foi de 84%, apresentando elevadas

variações entre 59,7% a 89,7% de remoção. Já para DQO, foi encontrado valor mediano de 63,6%, registrando valores entre 2,9% a 88,9%.

As concentrações de nitrogênio amoniacal no lixiviado bruto foram elevadas, registrando mediana de 1.764mg/L, variando de 229 a 2.808mg/L. No lixiviado tratado, a concentração mediana foi de 236 mg/L, variando de 139 a 360mg/L, tendo alcançado eficiências máximas de remoção de 93,1%. No entanto, todos os resultados violaram o padrão de lançamento de efluente tratado, tendo sido constatadas concentrações de até 18 vezes superiores ao padrão de lançamento.

O pH do lixiviado bruto teve média de 8,0, variando de 7,3 a 8,4, não diferindo significativamente do tratado.

Como foi possível a medição de vazão afluente à ETL do AS17, quando da realização das coletas, a Figura 5.10 sintetiza os valores obtidos, juntamente com aqueles disponibilizados pelo gestor do aterro.

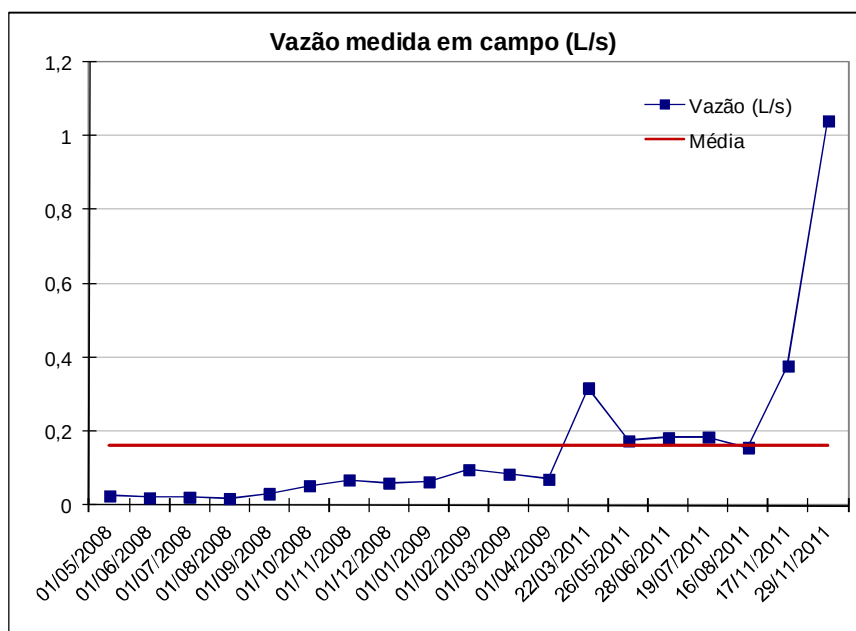


Figura 5.10- Dados de vazão afluente à ETL do aterro sanitário AS17.

Fonte: Dados fornecidos pelo gestor do aterro AS17 e por medições realizadas em campo quando das coletas realizadas no âmbito dos dados primários.

Verificou-se, para o período analisado, vazão crescente à ETL, tendo sido registrado aumento considerável a partir de março de 2011. Tal aumento pode ser atribuído às ações de melhoria

do sistema de drenagem de lixiviados ocorridos nessa época, ou à possíveis alterações referentes aos procedimentos empregados na frente de operação de aterramento dos resíduos.

5.3.3 Dados secundários

5.3.3.1 Estatística descritiva dos dados

A estatística descritiva dos parâmetros é apresentada na Tabela 5.8. Ressalta-se que, para os alguns parâmetros apenas foram apresentados os valores extremos e o número de dados obtidos, devido ao elevado número (acima de 15%) de resultados fora da faixa de quantificação dos métodos analíticos.

Observou-se grande variabilidade tanto em termos de quantidade de dados disponíveis para cada uma das ETL estudadas, quanto em termos da faixa de valores desses dados.

Foram encontrados, para um mesmo parâmetro, distintos limites de quantificação, sendo que os resultados ora eram apresentados como “menores que o limite de quantificação”, ora como “não detectado”. Essa variabilidade torna frágil a análise entre esses resultados.

Conforme pode-se observar na Tabela 5.8, e nos dados apresentados no Anexo B, os parâmetros que tiveram mais dados disponíveis, para a maior parte dos aterros, foram: pH, DBO, DQO, série de sólidos e alguns metais. Já os menos monitorados, que possuíram menos de 10 dados, foram: nitrito, coliformes termotolerantes, ecotoxicidade e cor. O parâmetro turbidez também foi pouco monitorando, dispondo de apenas 13 dados.

As ETL dos aterros AS17 e AS19 apresentaram o maior número de dados, chegando a registrarem 71 e 70 dados para alguns parâmetros, respectivamente. Já para os aterros AS12, AS11, AS5 e AS3 foram registrados poucos dados, encontrando apenas uma campanha de monitoramento para o AS12, duas para os aterros AS11 e AS5, e três para o AS3.

Na sequência é apresentada a Tabela 5.8 com a estatística descritiva para os dados secundários obtidos.

Tabela 5.8- Estatística descritiva dos dados secundários obtidos

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	<i>E. Coli</i> Montante	<i>E. Coli</i> Jusante	Níquel total Montante (mg/L)	Níquel total Jusante (mg/L)	Nitrogênio Amoniacal Montante (mg/L)	Nitrogênio Amoniacal Jusante (mg/L)
Análise conjunta todas ETL	N	13	21	19	25	23	35
	nº dados fora limite						
	quantificação	0	1	11	14	0	2
	% dados fora limite						
	quantificação	0%	5%	58%	56%	0%	6%
	Média aritmética	83.267	8.704.205	-	-	614,0	342,5
	Mediana	1.800	2.200	-	-	381,0	77,0
	D. Padrão	253.792	22.966.597	-	-	678,5	469,6
	Valor Mínimo	32	6	n.d	n.d	1,4	0,1
	Valor Máximo	921.000	78.000.000	3,600	3,100	2.965,0	1.910,0
Análise conjunta todas ETL	Nº violações	-	-	-	1	-	26
	% violações	-	-	-	4%	-	74%
Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Nitrato Montante (mg/L)	Nitrato Jusante (mg/L)	Nitrito Montante (mg/L)	Nitrito Jusante (mg/L)	pH Mont.	pH Jus.
Análise conjunta todas ETL	N	17	23	4	4	103	116
	nº dados fora limite						
	quantificação	4	6	0	0	0	0
	% dados fora limite						
	quantificação	24%	26%	0%	0%	0%	0%
	Média aritmética	-	-	11,2	2,8	7,8	8,4
	Mediana	-	-	5,6	2,1	7,8	8,2
	D. Padrão	-	-	13,4	2,2	0,9	1,0
	Valor Mínimo	n.d	n.d	2,7	1,0	4,5	5,0
	Valor Máximo	117,000	300,000	31,0	6,0	10,9	11,5
Análise conjunta todas ETL	Nº violações	-	-	-	-	-	27
	% violações	-	-	-	-	-	23%
Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	DBO Montante (mg/L)	DBO Jusante (mg/L)	Eficiência em termos de remoção de DBO (%)	DQO Montante (mg/L)	DQO Jusante (mg/L)	Eficiência em termos de remoção de DQO (%)
Análise conjunta todas ETL	N	134	134	134	125	127	125
	nº dados fora limite						
	quantificação	0	2	-	0	0	-
	% dados fora limite						
	quantificação	0%	1%	-	0%	0%	-
	Média aritmética	1.704	596	57,19%	3.844	1.648	56,79%
	Mediana	992	284	66,97%	2.371	969	69,18%
	D. Padrão	2.588	823	40,69%	4.014	2.141	33,29%
	Valor Mínimo	48	1	-179,21%	183	24	-35,50%
	Valor Máximo	23.270	4.750	99,53%	29.180	14.615	99,13%
Análise conjunta todas ETL	Nº violações	-	93	57	-	108	47
	% violações	-	69%	43%	-	85%	38%

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Ecotoxicidade aguda Montante (%)	Ecotoxicidade aguda Jusante (%)	Cádmio total Montante (mg/L)	Cádmio total Jusante (mg/L)	Agentes Tensoativos Montante (mg/L)	Agentes Tensoativos Jusante (mg/L)	Coliformes Fecais Mont. (NMP/100mL)	Coliformes Fecais Jus. (NMP/100mL)
	N	8	8	72	86	25	36	70	70
	nº dados fora limite								
	quantificação	0	0	30	46	1	2	0	0
	% dados fora limite								
	quantificação	0%	0%	42%	53%	4%	6%	0%	0%
Análise conjunta todas ETL	Média aritmética	15,6	17,2	-	-	45,1	6,0	1.877.494	153.512
	Mediana	14,4	20,2	-	-	1,0	0,6	3.020	1.600
	D. Padrão	17,2	10,8	-	-	117,4	17,4	6.122.235	697.633
	Valor Mínimo	0,4	2,4	n.d	n.d	0,1	0,1	2	1
	Valor Máximo	atóxica	atóxica	0,091	0,014	512,0	94,0	35.000.000	5.000.000
	Nº violações	-	4	-	0	-	9	-	-
	% violações	-	50%	-	0%	-	25%	-	-

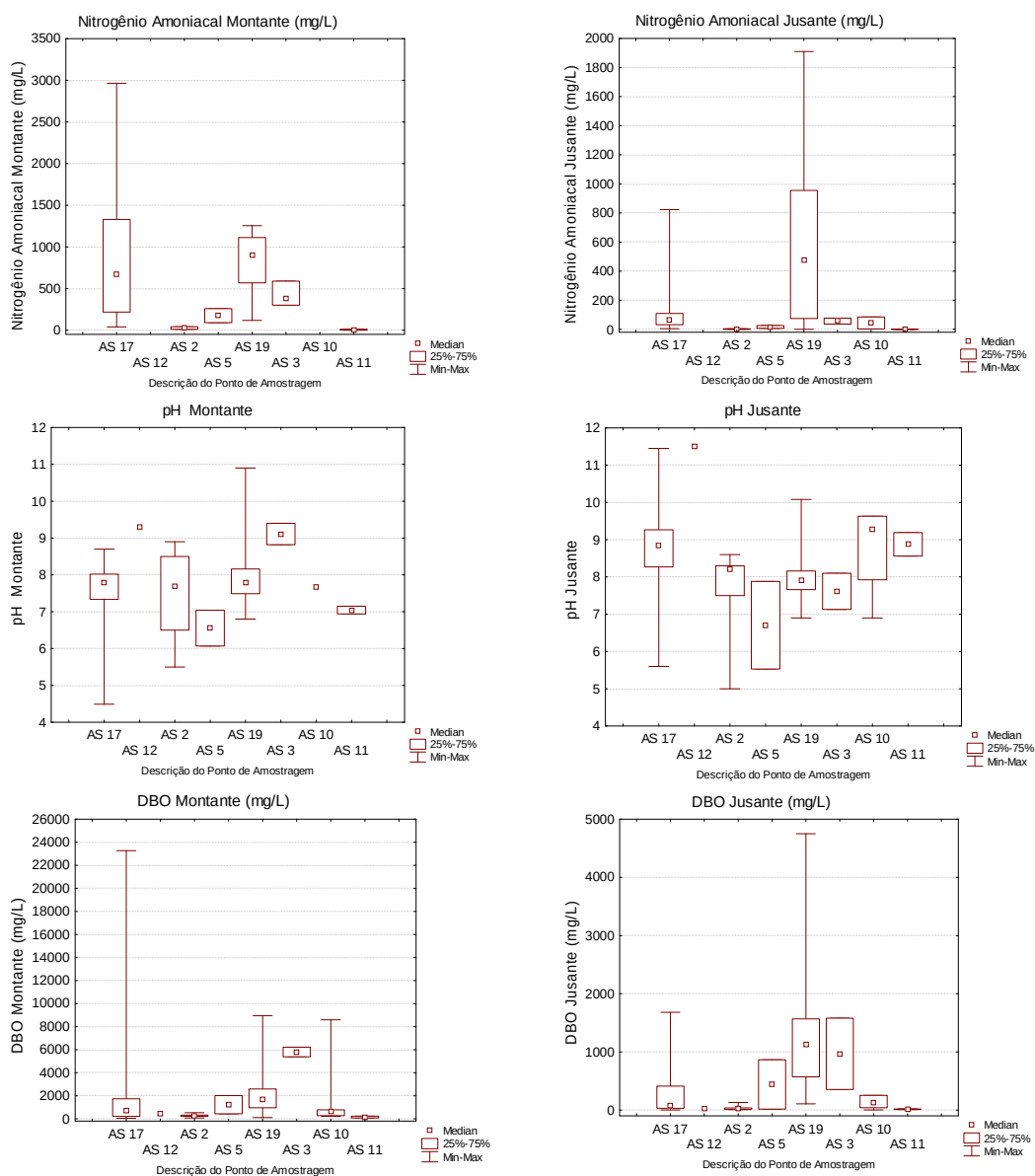
Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Coliformes Totais Mont. (NMP/100mL)	Coliformes Totais Jusante (NMP/100mL)	Cor Verdadeira Montante (UPT)	Cor Verdadeira Jusante (UPT)	Condutividade e Montante (µS/Cm)	Condutividade e Jusante (µS/Cm)	Turbidez Montante (NTU)	Turbidez Jusante (NTU)
	N	71	71	6	6	32	48	13	13
	nº dados fora limite								
	quantificação	0	0	0	0	0	0	1	1
	% dados fora limite								
	quantificação	0%	0%	0%	0%	0%	0%	8%	8%
Análise conjunta todas ETL	Média aritmética	5.697.631	350.412	1.000	917	7.345,0	5.746,5	264	243
	Mediana	23.500	2.000	1.000	1.000	5.115,0	2.540,0	158	120
	D. Padrão	29.024.149	1.982.356	-	133	7.642,1	6.691,2	290	312
	Valor Mínimo	20	2	1.000	700	3,4	0,5	30	30
	Valor Máximo	240.000.000	16.000.000	1.000	1.000	28.400,0	24.700,0	1.000	1.000
	Nº violações	-	-	-	-	-	-	-	-
	% violações	-	-	-	-	-	-	-	-

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Ferro total Montante (mg/L)	Ferro total Jusante (mg/L)	Mercúrio total Montante (mg/L)	Mercúrio total Jusante (mg/L)	Cromo total Montante (mg/L)	Cromo total Jusante (mg/L)	Cloreto Montante (mg/L)	Cloreto Jusante (mg/L)
	N	61	61	28	28	66	71	22	24
	nº dados fora limite								
	quantificação	0	0	7	7	16	15	0	0
	% dados fora limite								
	quantificação	0%	0%	25%	25%	24%	21%	0%	0%
Análise conjunta todas ETL	Média aritmética	12,65	2,18	-	-	-	-	2.924,8	995,5
	Mediana	8,40	1,00	-	-	-	-	1.346,5	471,8
	D. Padrão	14,56	3,44	-	-	-	-	4.398,2	1.112,2
	Valor Mínimo	0,26	0,01	<0,0002	<0,0002	n.d	n.d	1,5	0,0
	Valor Máximo	96,00	22,10	0,005	0,010	0,290	0,121	20.170,0	3.505,0
	Nº violações	-	1	-	0	-	0	-	-
	% violações	-	2%	-	0%	-	0%	-	-

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Fósforo total Montante (mg/L)	Fósforo total Jusante (mg/L)	Chumbo total Montante (mg/L)	Chumbo total Jusante (mg/L)	Cobre dissolvido Montante (mg/L)	Cobre dissolvido Jusante (mg/L)
Análise conjunta todas ETL	N	30	61	72	83	65	73
	nº dados fora limite quantificação	1	2	30	39	17	21
	% dados fora limite quantificação	3%	3%	42%	47%	26%	29%
	Média aritmética	189,24	142,33	-	-	-	-
	Mediana	6,35	5,35	-	-	-	-
	D. Padrão	406,82	665,20	-	-	-	-
	Valor Mínimo	n.d	<0,001	n.d	n.d	n.d	n.d
	Valor Máximo	1.526,00	4.750,00	0,180	0,150	1,580	0,620
	Nº violações	-	-	-	2	-	0
	% violações	-	-	-	2%	-	0%
Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Nitrogênio total Montante (mg/L)	Nitrogênio total Jusante (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Montante (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Jusante (mg/L)	Sólidos em Suspensão Montante (mg/L)	Sólidos em Suspensão Jusante (mg/L)
Análise conjunta todas ETL	N	29	46	78	78	77	76
	nº dados fora limite quantificação	0	0	0	1	0	0
	% dados fora limite quantificação	0%	0%	0%	1%	0%	0%
	Média aritmética	663,16	172,98	5.184	2.120	660	341
	Mediana	503,13	52,44	5.940	750	258	125
	D. Padrão	542,59	313,50	2.809	2.711	979	756
	Valor Mínimo	0,33	0,23	45	n.d	10	12
	Valor Máximo	1.450,00	1.145,00	10.080	9.928	5.048	4.754
	Nº violações	-	-	-	-	-	35
	% violações	-	-	-	-	-	46%
Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Sólidos Sedimentáv eis Montante (ml/L)	Sólidos Sedimentáv eis Jusante (ml/L)	Sólidos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Totais Jusante (mg/L)		
Análise conjunta todas ETL	N	85	82	82	82		
	nº dados fora limite quantificação	25	42	0	0		
	% dados fora limite quantificação	29%	51%	0%	0%		
	Média aritmética	0,78	0,70	5.975	2.580		
	Mediana	0,45	0,20	6.572	1.003		
	D. Padrão	1,92	1,26	2.885	2.931		
	Valor Mínimo	0,10	0,10	407	-		
	Valor Máximo	15,00	6,50	11.984	10.254		
	Nº violações	-	6	-	-		
	% violações	-	7%	-	-		

5.3.3.2 Análise comparativa entre os sistemas

A Figura 5.11 permite uma visualização da variabilidade dos resultados dos parâmetros por ETL dos aterros estudados.



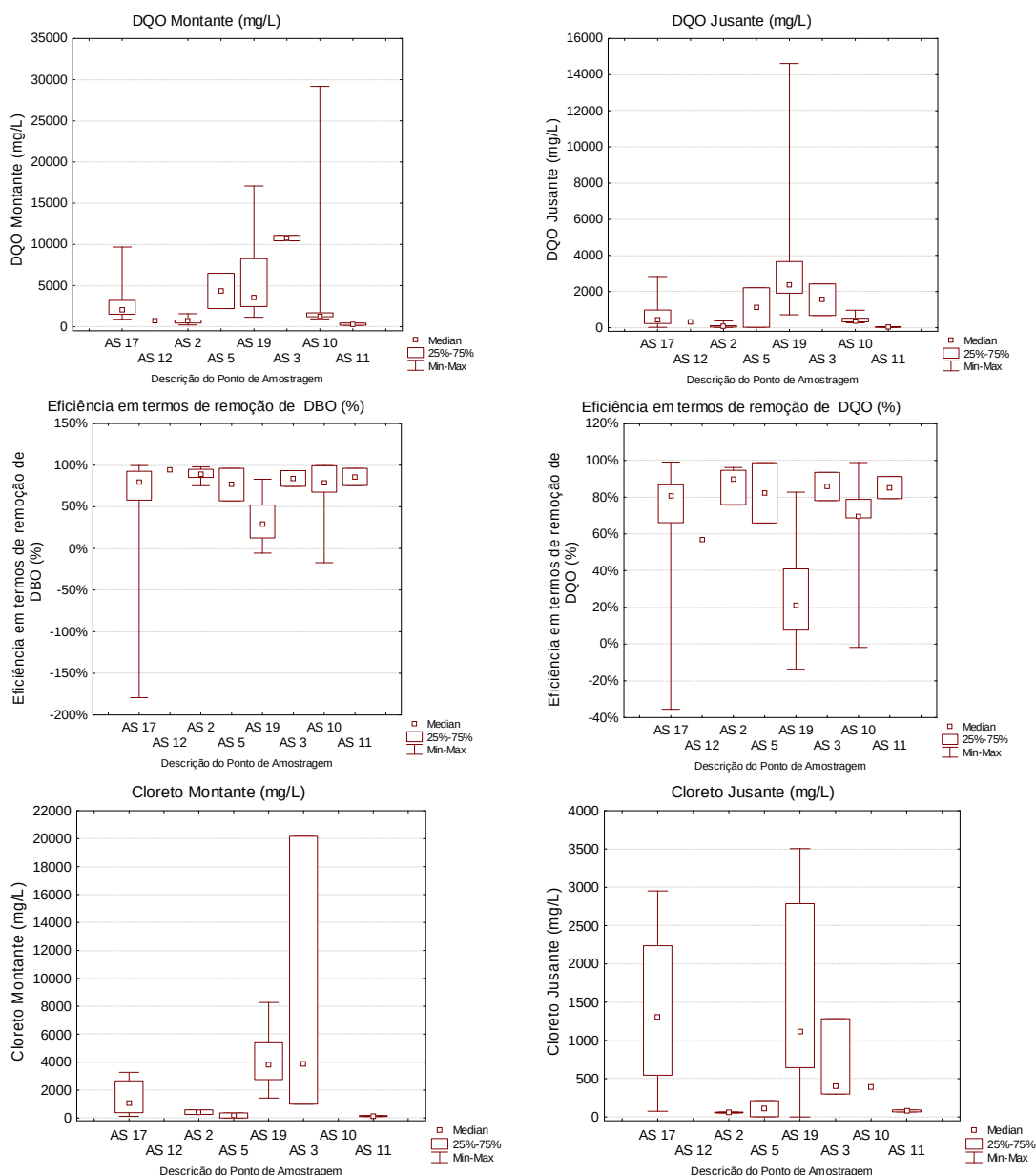


Figura 5.11- Análise comparativa dos lixiviados dos aterros sanitários estudados a partir de dados secundários, apresentadas em gráficos de *Box-whisker*.

Os metais apresentaram a maior parte dos dados abaixo do limite de detecção, ou não foram detectados. Apenas alguns deles apresentaram violações ao padrão de lançamento. O chumbo apresentou duas violações, sendo uma para o AS19 e uma para o AS17. O ferro apresentou apenas uma violação para o AS19. Cabe destacar, que o níquel apresentou uma violação para o AS19, sendo que essa extrapolou o padrão de lançamento em até três vezes.

Conforme ilustra a Figura 5.12 apresentada na sequência, e os dados da Tabela 5.8, os maiores percentuais de violação foram registrados para o nitrogênio amoniacal, ecotoxicidade

aguda, sólidos em suspensão, DBO e DQO, quando considerados apenas os padrões de lançamento de 60 e 180 mg/L, respectivamente. A DBO registrou elevado percentual de violação, tanto quando considerado o padrão de lançamento de 60mg/L (69% de violação), quanto considerado o atendimento à eficiência mínima de 60% de remoção (43% de violação). Já em relação à DQO, quando considerado o padrão de lançamento de 180mg/L observou-se percentual de violação de 85%, e quando considerado o atendimento à eficiência mínima de 55% de remoção, o percentual caiu para 38% de violação.

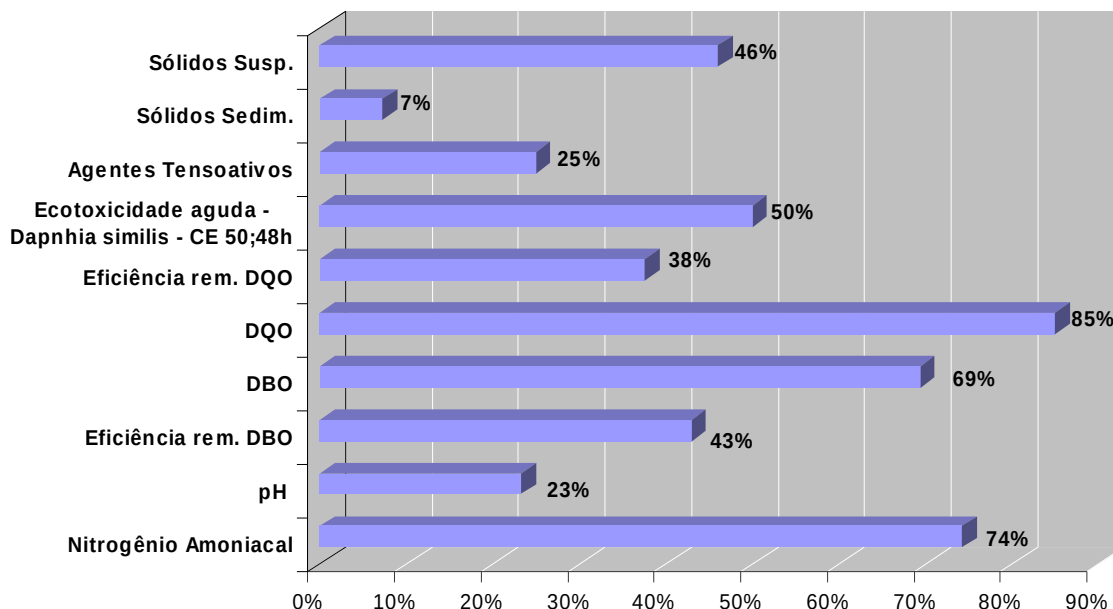


Figura 5.12- Percentual de violações, dos dados secundários, para alguns parâmetros, em relação aos padrões de lançamento fixados pela DN Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008

É importante destacar que a ETL do AS17 registrou 84% de violações para o padrão de lançamento de 180mg/L de DQO, embora quando analisado o percentual de violações para a eficiência mínima de 55% de remoção, esse número tenha caído para 15%. No entanto, para essa ETL foram registrados, no lixiviado tratado, valores máximos de DBO e DQO de até 1.680mg/L e 2.830mg/L, respectivamente.

A ETL do AS19 também apresentou percentual elevado de violações para DBO e DQO. A DBO e DQO registraram 100% de violações para o padrão de lançamento de 60mg/L e 180mg/L, respectivamente, sendo que quando analisado o percentual de violações para a eficiência mínima de remoção desses parâmetros, esses valores caíram para 78% e 80%, respectivamente. A DBO efluente à ETL do AS19 permaneceu elevada, registrando mediana de 1.129mg/L, e valores máximos atingindo a 4.750mg/L. Já a DQO efluente à ETL

apresentou mediana de 474mg/L, e valor máximo de 14.615mg/L. Percebe-se que a ETL do AS19 apresentou baixos níveis de remoção, em termos de matéria orgânica, fornecendo um efluente ainda muito concentrado. Cabe destacar, que esse efluente é encaminhado para tratamento combinado aos esgotos domésticos, em ETE municipal.

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos foi possível inferir as conclusões apresentadas na sequência, subdividas em quatro partes: conclusão em relação às características dos lixiviados; conclusão em relação ao gerenciamento do lixiviado dos aterros sanitários operantes em Minas Gerais, conclusão em relação ao desempenho do sistema de tratamento; conclusão em relação aos programas de monitoramento das ETL.

6.1 *Conclusão em relação às características dos lixiviados*

Foi identificada grande variabilidade quanto às características físico-químicas dos lixiviados bruto analisados, em relação aos dados primários e secundários. Em relação aos parâmetros DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, sólidos dissolvidos, sólidos fixos e voláteis, esses se encontraram dentro das faixas retradadas pela literatura nacional. Os sólidos suspensos e o cobre, chegaram a registrar valores acima dessas faixas. Há também que se destacar que os valores máximos registrados para nitrogênio amoniacal foram superiores aos reunidos por Pohland e Harper (1985). Ao se comparar as características desses lixiviados à idade dos aterros, verificou-se que esses não acompanham as faixas propostas na literatura internacional. Tal fato corrobora o que muitos autores já descreviam: nos aterros em operação a categorização dos lixiviados em fases relativas à idade dos aterros, fica muito comprometida tendo em vista a simultaneidade de ocorrência dessas fases. Apesar disso, ficou claro o comportamento distinto do AS17 em relação aos demais aterros. Para muitos parâmetros (condutividade, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, sólidos dissolvidos, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis e cor) analisados a partir dos dados primários, verificou-se que esses foram significativamente maiores para os lixiviados do AS17 em relação aos demais aterros. O pH do lixiviado bruto do AS17 também se apresentou significativamente mais alcalino que em relação aos demais aterros.

Para aqueles aterros em que foi possível realizar a medição de vazão, ou a obtenção desses dados, também verificou-se grande variabilidade quantitativa ao longo do tempo. Identificou-se que, para os dados analisados, os períodos de intensa pluviosidade interferiram mais na qualidade do lixiviado, do que a própria idade do aterro.

Em relação aos metais, apenas os aterros AS 5 e AS 17 apresentaram alguns valores elevados de cobre dissolvido, além de ter sido observado valor de cromo total para o AS17 em níveis elevados, embora ainda abaixo do limite de lançamento de efluentes.

Em todos os aterros estudados a partir de dados primários, identificou-se que o lixiviado bruto causa efeito agudo à *Daphnia similis* em relação à ecotoxicidade aguda, observando-se elevação da ecotoxicidade com o aumento da idade do aterro, com os maiores valores sendo registrados nos períodos de menor intensidade pluviométrica.

Foram encontrados valores elevados, para coliformes termotolerantes, mesmo nos aterros mais antigos (AS12 e AS17), demonstrando um comportamento diferente do usualmente reportado pela literatura internacional, como destacado em Pohland e Harper (1985).

6.2 Conclusão em relação ao gerenciamento do lixiviado dos aterros sanitários operantes em Minas Gerais

Foi identificado um elevado número de ETL sem vazão efluente ao sistema de tratamento. Como consequência da ausência de vazão de lixiviados efluente ao sistema de tratamento, tem-se que, apesar dessas ETL serem dimensionadas para desempenharem a função de lagoas de estabilização, e, portanto, licenciadas para tal, muitas estão operando como sistemas de acumulação e evaporação de lixiviado, sem contudo, serem analisados os impactos ambientais de tal operação.

Os cinco projetos de dimensionamento das ETL analisados não incorporaram, no cálculo do TDH, o balanço hídrico dos sistemas de lagoas de estabilização e seus efeitos associados.

Identificou-se uma tendência ao encaminhamento dos lixiviados de aterros sanitários à estações de tratamento de esgotos domésticos, quando essa ligação era possível. No entanto, não foram identificados procedimentos específicos para esse fim no órgão ambiental de Minas Gerais, nem nos diplomas legais de âmbito estadual.

6.3 Conclusão em relação ao desempenho do sistema de tratamento

As eficiências de tratamento encontradas foram elevadas em relação à remoção de DBO, DQO, nitrogênio e série de sólidos. Esses valores foram elevados tanto na análise dos dados primários, quanto dos dados secundários. No entanto, apesar dos sistemas de tratamento analisados apresentarem elevadas eficiências, esses ainda não são capazes de atender aos

limites estabelecidos na legislação ambiental, para os lixiviados mais concentrados. Tomando-se por base os dados primários, em termos de eficiência de remoção em relação à DBO, a ETL do AS2 se mostrou mais robusta à variação de carga, tendo alcançado o maior valor de sua mediana em relação aos demais aterros.

Os maiores percentuais de violação aos diplomas legais estão relacionados à DBO, DQO, SST e ao nitrogênio amoniacal, corroborando as dificuldades retratadas na literatura para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários por sistemas de lagoas de estabilização, principalmente pela configuração do modelo australiano (lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa). Vale destacar que, com base nos dados secundários analisados, a ecotoxicidade aguda, quando monitorada, também apresentou elevado percentual de efeitos tóxicos observados.

A estação que apresentou os maiores valores de eficiência de remoção em relação ao nitrogênio amoniacal, tendo por base os dados primários, foi a do AS5, se mostrando também mais robusta à variação de cargas. Esse elevado desempenho pode estar atribuído às características de projeto específicas dessa ETL, com o mais alto TDH previsto em projeto (122 dias) e a menor taxa L_v (200 Kg DBO/haxdia). Tais características podem ter proporcionado a elevação do pH acarretando a dessorção de amônia (VON SPERLING, 2002). No entanto, tal ocorrência deve ser estudada de forma mais detalhada.

A ETL do AS17 apresentou os menores valores em termos de eficiência de remoção de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal, como já era de se esperar, tendo em vista que o AS17 é o mais antigo.

Como observou-se na caracterização dos lixiviados dos aterros estudados, mesmo os aterros mais jovens (AS2 e AS5), chegam a apresentar baixos valores na relação DBO/DQO, e elevados valores de nitrogênio amoniacal, tais fatos podem ajudar a explicar os baixos desempenhos registrados, esporadicamente, por essas ETL.

Com base nos dados secundários analisados, percebe-se que a ETL do AS19 apresentou baixos níveis de remoção, em termos de matéria orgânica, fornecendo um efluente ainda muito concentrado. Cabe destacar que esse efluente é encaminhado para tratamento combinado aos esgotos domésticos, em ETE municipal.

6.4 Conclusão em relação aos programas de monitoramento das ETL

A análise dos relatórios de monitoramento mostrou que apenas três (3) aterros, dentre os oito (8) que dispunham de dados de lixiviado bruto e tratado, enviaram o acompanhamento da medição de vazão. Dentre os quatro (4) aterros estudados a partir de dados primários, foi possível identificar que três (3) deles não realizam a medição de vazão periodicamente. Como o encaminhamento dessa medição de vazão não é uma obrigatoriedade dos programas de automonitoramento, portanto, faz-se necessário analisar em campo, se os (8) demais aterros, realizam essa medição.

Considerando-se os últimos dois anos de monitoramento, 50% dos programas avaliados, apesar de atenderem à frequência de monitoramento, não contemplavam todos os parâmetros previstos na Nota Técnica DIMOG nº 03/2005. Outros 37% contemplavam os parâmetros, porém não atendiam à frequência exigida. E finalmente, apenas um não contemplava nem os parâmetros, nem a frequência exigidos na referida Nota Técnica.

Em relação à Declaração de Carga Poluidora, espera-se que, até junho de 2012 a FEAM já tenha consolidado o relatório referente ao ano-base 2011, a partir do qual poderão ser realizados estudos mais detalhados sobre os lixiviados, em especial às cargas poluidoras dos efluentes oriundos dos aterros sanitários.

6.5 Verificação da hipótese

Pode-se dizer que os dados analisados permitiram confirmar parcialmente a hipótese inicialmente traçada: *os processos biológicos de tratamento de lixiviados empregados nos aterros sanitários estudados não são eficientes na remoção de seus poluentes, apresentando muitas violações às exigências dos diplomas legais aplicáveis e não se mostraram robustos à variação da qualidade do lixiviado ao longo do tempo.*

A confirmação parcial da hipótese se deve ao fato de que os sistemas de tratamento estudados, tanto a partir de dados primários, como secundários, apresentaram eficiências consideráveis, em termos de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal, dentre outros parâmetros analisados. No entanto, verificou-se que muitos parâmetros ainda permanecem elevados no lixiviado tratado, como: SST, DQO, condutividade e nitrogênio amoniacal. Esses parâmetros ainda apresentaram muitas violações às exigências legais.

Já a robustez do sistema não pôde ser verificada devido aos pequenos dados de vazão disponibilizados. No entanto, para o pequeno conjunto de dados obtidos, verificou-se que a grande variabilidade de vazão de lixiviado, interferiu fortemente na eficiência do sistema de tratamento.

7 RECOMENDAÇÕES

Frente aos resultados encontrados e as conclusões derivadas da presente pesquisa, são apresentadas, na sequência, algumas recomendações para trabalhos futuros necessários à melhor compreensão do tema abordado, e para a otimização das ETL operantes em Minas Gerais.

- Realizar estudo específico, relativo ao desempenho das estruturas de drenagem de lixiviado, comumente empregadas para aterros sanitários, focando, tanto o dimensionamento dessas, quanto os procedimentos operacionais adequados ao bom desempenho do sistema. Tal estudo se faz necessário, com intuito de se buscar a minimização de possíveis falhas na coleta e condução do lixiviado, do interior do maciço de resíduos, até o sistema de tratamento.
- Avaliar a interferência dos efeitos do balanço hídrico das lagoas de estabilização tratando lixiviados de aterros sanitários, sobre o desempenho desses sistemas e sobre a vazão de saída.
- Estudar procedimentos específicos para eventos de descargas de lixiviados decorrentes de intensa precipitação pluviométrica, bem como contemplar tais eventos quando da avaliação de impacto ambiental dos aterros sanitários.
- Avaliar a influência do TDH e das taxas L_s e L_v no desempenho das lagoas.
- Determinar valores ótimos, específicos para o tratamento de lixiviado em lagoas de estabilização, do coeficiente de remoção (kT).
- Avaliar a adequação dos modelos de previsão da vazão de lixiviado (métodos de balanço hídrico para aterros sanitários) à realidade brasileira.
- Estudar e propor considerações específicas, por parte do órgão ambiental estadual, em relação ao lançamento de lixiviados de aterros sanitários na rede pública para tratamento combinado com esgotos sanitários.

Os diversos atores envolvidos na gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos, principalmente os gestores das unidades de tratamento de RSU e de aterros sanitários (sejam

eles públicos ou privados, bem como órgãos ambientais executivos, entidades reguladoras, municípios titulares dos serviços de gestão dos RSU), devem, em conjunto, definir as estratégias para a adequação dos aspectos operacionais dos aterros sanitários, com vista à adequação dos sistemas de tratamento de lixiviados, com o intuito de se minimizarem os impactos ambientais decorrentes da operação dessas unidades. Para tanto é premente uma análise crítica entre os níveis de exigência estabelecidos nas normas ambientais e o desempenho obtido pelas unidades licenciadas ambientalmente. Sob essa ótica, cabe destacar o cuidado ao se desenvolver essa análise crítica com o intuito de não se penalizar as práticas de boa gestão, mas sim incentivar, através de ações pró ativas, a adequação dessas unidades de tratamento/disposição final de RSU e seus respectivos sistemas de tratamento de lixiviados.

REFERÊNCIAS

- ALVAREZ-VAZQUEZ, H.; JEFFERSON, B.; JUDD, S.J. Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v.79, p. 1043-1049, 2004.
- AMARAL, M.C.S. *Caracterização de lixiviados de aterros sanitários empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos orgânicos*. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WEF – WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21.ed. Washington. DC: American Public Health Association, 2005. Paginação variada.
- ARCEIVALA, S.J. *Wastewater treatment and disposal*. Marcel Dekker, New York. 1981. 892p.
- BERNARD, C. *et al.* Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates: Determination of leachate toxicity with a battery of acute tests. *Chemosphere*, v.33, p. 2303-2307, 1996.
- BILITEWSKI, B.; HÄRDTLE, G.; MAREK, K.; WEISSBACH, A.; BOEDDICKER, H. *Waste Management*, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, Germany, 1997.
- BORZACCONI, L.; LÓPEZ, I.; OHANIAN, M. and VIÑAS, M. *Anaerobic-aerobic treatment of municipal solid waste leachate*. *Environmental Technology*, v.20, p.211-217. 1999.
- BRUNNER, P.H., FELLNER, J. Setting priorities for waste management strategies in developing countries. *Waste Management and Research*. V.25, n.3, 234–240, 2007.
- CALACE, N.; LIBERATORI, A. PETRONIC, B. M. Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals. *Environment Pollution*, v. 113, p. 331-339, 2001.
- CASTILHOS JUNIOR, A.B. *et al.* Tratamento biológico de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.). *Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 494p.
- CHANG, J. E. *Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter*. *Water. Scienci. Technology*, v.21, 1989. p.133-143.
- CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios*. v.5, DESA-EE/UFGM, 245p., 1997.
- CHIAN, E.S.K.; DeWALLE, F.B. Sanitary landfill leachates and their treatment, *J. Environ. Eng. Div.* p. 411–431, 1976.
- DENG Y, ENGLEHARDT JD. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*. Vol.40. p. 3683-3694. 2006.
- ECKENFELDER, J.W.W. i *Industrial Water Pollution Control*, 2ª ed. Mc Graw-Hill Series in Water Resources and Environment Engineering. New York, USA, 1989.

- EUROSTAT. Recycling accounted for a quarter of total municipal waste treated in 2009. Bélgica: 2010. Disponível em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_PUBLIC/8-08032011-AP/EN/8-08032011-AP-EN.PDF>. Acesso em: 03 de fevereiro de 2012.
- EL-FADEL, M. *et al.* 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.
- FARQUAR, G.J. e ROVERS, F.A. Gas production during refuse decomposition. *Water, Air and Soil Pollution*, v.2, n.4, p.483-495, 1973.
- FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Situação do tratamento/disposição final dos RSU de Minas Gerais em 2010. Belo Horizonte: 2011. Disponível em: <www.feam.br>. Acesso em: 20 de maio de 2011.
- FERNANDES, F.; CASTILHOS, A.B.; LANGE, L.C.; LOPES, D.D.; COSTA, R.H.R.; SILVA, S.M.; MARTINS, C.L.; FERREIRA, C.F.; MORAVIA, W.G. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistema de lagoas. In: GOMES, L. P. (Coord.) *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 5, p.140-171.
- FERREIRA, C.F.A. *Caracterização coletiva de lixiviado estabilizado de aterro sanitário e estudos de sua tratabilidade por sistemas biológico e físico*. Tese de doutorado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
- FERREIRA, J. A.; CANTANHEDE, A.L.G.; LEITE, V.D.; BILA, D.M.; CAMPOS, J.C.; YOKOYAMA, L.; FIGUEIREDO, I.C.; MANNARINO, C.F.; SANTOS, A.S.; FRANCO, R.S.O; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T. Tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos com esgoto sanitário. In: GOMES, L. P. (Coord.) *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 8, p.245-293.
- FRASCARI, D.; BRONZINI, F.; GIORDANO, G.; NOCENTINI, M. Longterm characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. *Chemosphere*, v. 54, p. 335-343, 2004.
- FLECK, E. *Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.
- FORGIE, D. J. L. Seletion of the most appropriate leachate treatment methods. *Water Pollution Research Journal of Canada*, v. 23, n. 2, p. 308-355, 1988, *apud* FERREIRA, C.F.A. *Caracterização coletiva de lixiviado estabilizado de aterro sanitário e estudos de sua tratabilidade por sistemas biológico e físico*. Tese de doutorado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
- GARCIA, H.; RICO, J.L.; GARCIA, P.A. Comparison of anaerobic treatment of leachates from an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35 °C, *Bioresource Technology*. Vol.58. n.3. p. 273-277. Dezembro, 1996.
- GAUDY, J. A. F, GAUDY, E. T. *Microbiology for Environmental Scientistis and Engineers*. Nc Graw Hill Book Company. New York, USA, 1986.

- GOMES, L. P. (Coord.) *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360p.
- HERMOSILLA, D.; CORTIJO, M.; e HUANG, C.P.. Optimizing the treatment of landfill leachate by conventional Fenton and photo-Fenton processes. *Science of the Total Environment*. Vol.407. n.11. p. 3473-3481. Maio, 2009.
- INR – INSTITUTO DE RESÍDUOS (PORTUGAL). Planejamento e Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU): Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Portugal, 2007, apud SANTOS, I.M. de B.T. *Diagnóstico e avaliação da gestão de lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos urbanos. Caso de Estudo: Sistemas Intermunicipais*. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, 2008.
- JARDIM, F. Destino final: problema ou solução? *Gestão de Resíduos*, v.1, n.1, p. 14-20, 2006.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C. *Tratamento de esgotos domésticos*. 5ª Edição. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. 2009. 941p.
- KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A.W.; KATIMA, J.H.Y.; JOGENSEN, S.E. Diurnal Cycles of Variation of Physical-Chemical Parameters in Waste Stabilisation Ponds. *Ecol. Eng.* p. 287-291. 2002
- KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A.W.; KATIMA, J.H.Y.; JOGENSEN, S.E. *Waste Stabilisation Ponds and Constructed Wetlands: design manual*. United Nations Environment Programme, 2005. 59 p.
- KONIG, A. *Biología de las lagunas de estabilización: algas*. In: MENDONÇA, S.R. (Coord.). *Sistemas de lagunas de estabilización: cómo utilizar aguas residuales tratadas em sistemas de regadío*: McGraw Hill, 2000. p.44-67.
- KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y.S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*. n.28. p. 80-100. 2006.
- KJELDSEN P. I.; BARLAZ, M.A; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, p. 297-336, 2002.
- LANER, D., CREST, M., SCHARFF, H., MORRIS, J.W.F., BARLAZ, M.A. A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Management* 32, 498–512, 2012.
- LANGE, L.C., ALVES, J.F., AMARAL, M.C.S., MELO, W.R. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. *Eng. Sanit. Ambient.* vol. 11, n. 2, 175–183, 2006.
- LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P. (Coord.) *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 2, p.26-59.
- LEE C.R., PETERS R.E. Overland flow treatment of a municipal lagoon effluent for reduction of nitrogen, phosphorus, heavy metals and coliforms. *Progress in Water Technology*, v.11, n.4, p. 175-183, 1979.

- LEVY, J. Q.; SANTANA, C. Funcionamento das estações de tratamento de águas lixivantes e acções para a sua beneficiação, CESUR, Lisboa. 2006 Disponível em: <http://www.ecoservicos.pt/index_htm_files/Funcion_estacoes_aguas_lixivantes.pdf>. Acesso em 15 de dezembro de 2011.
- LIN, C.Y.; CHANG, F.Y.; CHANG, C.H. Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor, *Bioresource Technology*. Vol.73. n.2. p. 175-178. Junho, 2000.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. Artificial Freshwater Environment: Waste Stabilisation Ponds. 1986. In: KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A.W.; KATIMA, J.H.Y.; JOGENSEN, S.E. *Waste Stabilisation Ponds and Constructed Wetlands: design manual*. United Nations Environment Programme, 2005. 59 p
- MARA, D.D., ALABASTER, G.P., PERSON, H.W., MILLS, S.W. *Waste stabilization ponds. A design manual for Eastern Africa*. Lagoon Technology International. Leeds. 121p., 1992.
- MARA, D.D. *Design manual for waste stabilization ponds in India*. Lagoon Technology International Ltd. Leeds. 1997. In: VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 3. 2ª Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2002. 196p.
- MAVINIC,D.S. Kinetics of carbon utilization in treatment of leachate. *Water Research*. v. 18 n.10, p.1279-1284, 1984.
- McBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; e FARQUHAR, G.J. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*, USA: Prentice Hall PTR, Upper Saddle River, 1995. 521p.
- MORAVIA, W.G. *Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas*. Tese de doutorado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.
- MORAVIA, W.G.; AMARAL, M.C.S; LANGE, L.C. Avaliação de processo oxidativo avançado empregando o reagente de fenton no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e remoção de substâncias húmicas. 26º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 26., 2011, Porto Alegre. *Anais eletrônicos...* Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011. III-091.
- MOREIRA, F.A. *Remoção de amônia em lixiviado de aterro sanitário como estruvita*. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
- OLIVEIRA, W.E. Resíduos sólidos e poluição das águas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 6: 1971, Anais... Rio de Janeiro, RJ, 1971.
- OTHMAN, E.; YUSOFF, M.S.; AZIZ, H.A.; ADLAN, M.N.; BASHIR, M.J.K.; HUNG, Y.T. The Effectiveness of Silica Sand in Semi-Aerobic Stabilized Landfill Leachate Treatment. *Water*, v.2, 904-915, 2010.
- PAULA, R.A.S. *Estudo da Degradação Biológica de Águas Residuárias em Co-Tratamento com Lixiviados de Aterros Sanitários*. Dissertação de mestrado (Programa de

Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

- PESQUISA NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO – Ano-base 2008). Rio de Janeiro: 2010. ISBN: 978-85-240-4135-8. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/default.shtm>>. Acesso em 15 de setembro de 2010.
- 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, 1985. 165p.
- QASIM, Syed R. *Wastewater treatment plants: planning, design, and operation*. Lancaster: Technomic, 1994. 726p.
- QASIM, S.R.; CHIANG, W. *Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment*. Lancaster: USA. Technomic. 339p., 1994.
- REICHERT, G.A. *A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.
- REINHART, D. R; MCCREANOR, P. T.; TOWNSEND, T. *The bioreactor landfill: Its status and future*. Waste management & Research, v. 20, p. 171-186, 2002
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN; P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, França, v. 150, p.468-493, 2008.
- RITA, F. *Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-graduação em Engenharia Química) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
- ROBINSON, H.D.; GRANTHAM, G. The treatment of landfill leachates in onsite aerated lagoon plants: experience in Britain and Ireland. *Water Research*, v. 22, p. 733-747, 1988.
- RUMPF, M.I.;FERGUSON, J.F. Anaerobic pre-treatment of a landfill leachate for metals and organics removal. 1990. In: RITA, F. *Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-graduação em Engenharia Química) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002
- RUSSO, M. A. Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade do Minho, Escola de Engenharia, Maio 2005. Disponível em: <<http://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/7126>>. Acesso em: 18 de fevereiro de 2012.
- SANTOS, I.M. de B.T. *Diagnóstico e avaliação da gestão de lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos urbanos*. Caso de Estudo: Sistemas Intermunicipais. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, 2008.

- SILVA, F.V.B. *Avaliação da influência da correção do teor de umidade na degradação anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.
- SILVA, F.B. *Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários*. Dissertação de mestado (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.
- SOUTO, G.A.B. *Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)*. Tese de doutorado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, 2009.
- SOUTO, G.D.B. ; POVINELLI, Jurandyr . Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24. Belo Horizonte; 2007.
- TANAKA, N.; TOJO, Y.; MATSUTO, T. Past, present, and future of MSW landfills in Japan. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. Vol.7. n.2. p. 104-111. Agosto, 2005.
- TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S. A. *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. New York: McGraw-Hill International Editions, 1993. 978 p.
- TCHOBANOGLOUS, G. e KREITH, F. *Handbook of Solid Waste Management*. Second edition, New York: McGraw-Hill International Editions, 2002. 835 p.
- TOLAYMAT, T.; KREMER, F.; CARSON, D.; DAVIS-HOOVER, W. *Monitoring Approches for Landfill Bioreactors..* EPA/600/R-04/301. Cincinnati, OH, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency, 2004. não paginado.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Design manual. Municipal wastewater stabilization ponds*. Washington, DC. 1983. Disponível em: < <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/>>. Acesso em: 15 de outubro de 2011.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States Detailed Tables and Figures for 2010*. Washington, DC. 2010. Disponível em: < <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/msw99.htm>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2012.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guia para rellenos sanitários em países em desarrollo. Hercules, California, U.S.A: CalRecovery, Inc., 1994. não paginado.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *State of Practice for Bioreactor Landfills: Workshop on Bioreactor Landfills*, Arlington, Virginia, September 6-7, 2000. Cincinnati, Ohio: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, 2002. Disponível em: < <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r01012/625r01012.htm>>. Acesso em: 18 de fevereiro de 2012.
- VIDAL, W.L. Aperfeiçoamentos hidráulicos no projeto de lagoas de estabilização, visando redução da área de tratamento: uma aplicação prática. 12º CONGRESSO

BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 12., Camboriú: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983. 20-25.

- VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 1996. 211p
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1. 3ª Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2005. 452p.
- VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 3. 2ª Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2002. 196p.
- WARITH, M; SHARMA, R. Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills. *Water Quality Research Journal of Canada*, v. 33, n. 3, p. 417-37, 1998.
- WARITH, M. *Bioreactor landfills: experimental and fields results*. Waste Management, v.22, p.7-17, 2002.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Dados primários e estatística descritiva

APÊNDICE B – Dados secundários e estatística descritiva

APÊNDICE A – DADOS PRIMÁRIOS

Data da coleta	ID do aterro	Condutividade Montante (mS/Cm)	Condutividade Jusante (mS/Cm)	DBO Montante (mg/L)	DBO Jusante (mg/L)	Eficiência de remoção DBO	DQO Montante (mg/L)	DQO Jusante (mg/L)	Eficiência de remoção DQO
17/03/11	AS 2	3180	1059	2528	<1	99,96%	3251	2746	15,53%
05/04/11	AS 2	12310	1093	3536	266	92,48%	9510	467	95,09%
28/04/11	AS 2	14590	1287	4675	158	96,62%	17440	463	97,35%
10/05/11	AS 2	12650	1254	7098	155	97,82%	8549	257	96,99%
19/05/11	AS 2	10050	1247	1785	131	92,66%	5036	287	94,30%
04/10/11	AS 2	6630	1189	736	16	97,83%	908	113	87,56%
22/11/11	AS 2	6300	1621	120	14	88,33%	1285	174	86,46%
01/12/11	AS 2	688	1444	103	17	83,50%	164	94	42,68%
13/12/11	AS 2	677	1061	426	29	93,19%	623	134	78,49%
24/01/12	AS 2	7890	615	3404	320	90,60%	4410	504	88,57%
15/02/11	AS 5	11280	1793	328	<1	99,70%	1303	213	83,65%
31/03/11	AS 5	9100	1487	277	19	93,14%	1074	162	84,92%
14/04/11	AS 5	8560	1581	258	39	84,88%	815	134	83,56%
05/05/11	AS 5	10480	1795	146	11	92,47%	1037	122	88,24%
17/05/11	AS 5	11640	1753	126	22	82,54%	1087	158	85,46%
10/10/11	AS 5	12700	2406	<1	<1	0,00%	1467	281	80,85%
22/11/11	AS 5	7950	2320	721	10	98,68%	1310	341	73,97%
19/01/11	AS 5	4140	789	739	257	65,22%	1090	383	64,86%
31/01/12	AS 5	4240	965	1761	161	90,86%	2173	474	78,19%
24/03/11	AS 12	4170	1936	170	<1	99,41%	697	273	60,83%
12/04/11	AS 12	8550	1894	65	60	7,69%	1133	459	59,49%
03/05/11	AS 12	14830	1811	125	21	83,20%	2725	254	90,68%
12/05/11	AS 12	16160	1895	129	14	89,15%	2641	252	90,46%
24/05/11	AS 12	16450	1887	189	21	88,89%	2822	256	90,93%
24/11/11	AS 12	5920	2537	2120	29	98,63%	3995	199	95,02%
17/01/12	AS 12	4660	1242	470	100	78,72%	941	233	75,24%
26/01/12	AS 12	3920	1247	150	<1	99,33%	576	233	59,55%
17/02/11	AS 17	23260	6840	1431	191	86,65%	10353	1149	88,90%
22/03/11	AS 17	19690	8180	12766	1311	89,73%	21137	2654	87,44%
19/04/11	AS 17	22890	8720	2320	935	59,70%	5222	2077	60,23%
26/05/11	AS 17	22720	9790	1264	198	84,34%	3721	1230	66,94%
28/06/11	AS 17	25630	10020	1090	119	89,08%	4959	1391	71,95%
19/07/11	AS 17	24650	10140	1750	523	70,11%	4929	1380	72,00%
16/08/11	AS 17	25320	11340	676	158	76,63%	4757	3792	20,29%
06/10/11	AS 17	24650	12140	<1	263	-	3403	1594	53,16%
17/11/11	AS 17	8750	9500	500	104	79,20%	1597	1544	3,32%
29/11/11	AS 17	4710	7580	623	70	88,76%	1204	1169	2,91%

Data da coleta	ID do aterro	Relação DBO/DQ O Montante	Relação DBO/DQ O Jusante	Nitrogênio Amoniacal Montante (mg/L)	Nitrogênio Amoniacal Jusante (mg/L)	Eficiência de remoção Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Orgânico Montante (mg/L)	Nitrogênio Orgânico Jusante (mg/L)
17/03/11	AS 2	0,7776	0,0004	133,0	41,5	68,80%	7,7	2,4
05/04/11	AS 2	0,3718	0,5696	840,0	39,0	95,36%	89,2	2,3
28/04/11	AS 2	0,2681	0,3413	830,0	35,9	95,67%	78,5	2,2
10/05/11	AS 2	0,8303	0,6031	673,0	85,3	87,33%	43,4	4,3
19/05/11	AS 2	0,3544	0,4564	583,0	35,5	93,91%	34,1	4,0
04/10/11	AS 2	0,8106	0,1416	421,0	16,2	96,15%	59,4	3,4
22/11/11	AS 2	0,0934	0,0805	364,0	37,0	89,84%	11,3	2,9
01/12/11	AS 2	0,6280	0,1809	22,7	35,1	0,00%	1,8	3,2
13/12/11	AS 2	0,6838	0,2164	21,1	34,0	0,00%	3,4	3,1
24/01/12	AS 2	0,7719	0,6349	429,0	13,7	96,81%	28,8	4,4
15/02/11	AS 5	0,2517	0,0047	1120,0	38,0	96,61%	80,50	9,45
31/03/11	AS 5	0,2579	0,1173	725,0	29,8	95,89%	23,80	8,43
14/04/11	AS 5	0,3166	0,2910	487,0	16,8	96,55%	19,30	3,90
05/05/11	AS 5	0,1408	0,0902	483,0	21,8	95,49%	5,34	3,73
17/05/11	AS 5	0,1159	0,1392	740,0	26,0	96,49%	53,90	3,63
10/10/11	AS 5	0,0007	0,0036	911,0	4,1	99,55%	48,50	8,66
22/11/11	AS 5	0,5504	0,0279	411,0	4,8	98,83%	16,40	8,39
19/01/11	AS 5	0,6780	0,6710	238,0	14,5	93,91%	13,10	4,66
31/01/12	AS 5	0,8104	0,3397	181,0	15,2	91,60%	14,40	6,25
24/03/11	AS 12	0,2439	0,0037	321	224	30,22%	22,4	62
12/04/11	AS 12	0,0574	0,1307	759	39,3	94,82%	46,3	34,7
03/05/11	AS 12	0,0459	0,0827	1128	8,66	99,23%	45,1	8,53
12/05/11	AS 12	0,0488	0,0556	1191	9,85	99,17%	97,4	8,39
24/05/11	AS 12	0,0670	0,0820	1155	5,44	99,53%	90,1	7,31
24/11/11	AS 12	0,5307	0,1457	261	2,08	99,20%	47,5	13,2
17/01/12	AS 12	0,4995	0,4292	187	24,7	86,79%	58,7	12,8
26/01/12	AS 12	0,2604	0,0043	133	22,4	83,16%	20,2	10,2
17/02/11	AS 17	0,1382	0,1662	2.808	258	90,81%	187,0	106,0
22/03/11	AS 17	0,6040	0,4940	1.590	360	77,36%	200,0	30,6
19/04/11	AS 17	0,4443	0,4502	1.737	306	82,38%	99,1	32,2
26/05/11	AS 17	0,3397	0,1610	1.694	283	83,29%	113,0	46,3
28/06/11	AS 17	0,2198	0,0855	1.845	260	85,91%	138,0	58,8
19/07/11	AS 17	0,3550	0,3790	1.790	213	88,10%	114,0	42,3
16/08/11	AS 17	0,1421	0,0417	1.942	157	91,92%	107,0	56,9
06/10/11	AS 17	0,0003	0,1650	2.015	139	93,10%	144,0	72,5
17/11/11	AS 17	0,3131	0,0674	591	161	72,76%	48,5	49,5
29/11/11	AS 17	0,5174	0,0599	229	140	38,86%	17,0	36,6

Data da coleta	ID do aterro	Sólidos Dissolvidos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Totais Jusante (mg/L)	Sólidos Fixos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Fixos Totais Jusante (mg/L)
17/03/11	AS 2	2.608	731	212	37	2.820	768	1.180	304
05/04/11	AS 2	10.180	660	750	92	10.930	752	5.670	384
28/04/11	AS 2	12.150	720	1.520	26	13.670	746	6.060	202
10/05/11	AS 2	8.850	705	1.400	225	10.250	930	5.610	330
19/05/11	AS 2	5.400	700	740	25	6.140	725	3.450	355
04/10/11	AS 2	2.940	640	200	55	3.140	695	1.700	225
22/11/11	AS 2	3.120	1.260	2.200	700	5.320	1.960	2.880	860
01/12/11	AS 2	390	735	120	20	510	755	15	45
13/12/11	AS 2	500	595	70	25	570	620	20	15
24/01/12	AS 2	4.440	412	790	188	5.230	600	2.620	10
15/02/11	AS 5	4892	1000	1728	254	6620	1254	4672	848
31/03/11	AS 5	3285	830	5885	98	9170	928	6510	552
14/04/11	AS 5	3220	790	465	75	3685	865	2440	340
05/05/11	AS 5	4155	956	1425	164	5580	1120	4205	795
17/05/11	AS 5	4580	1005	1560	205	6140	1210	6080	1050
10/10/11	AS 5	5340	1570	700	65	6040	1635	3160	950
22/11/11	AS 5	4320	1780	1980	1280	6300	3060	3820	1220
19/01/11	AS 5	2390	680	370	50	2760	730	1200	20
31/01/12	AS 5	2470	650	5650	240	8120	890	5520	256
24/03/11	AS 12	2038	1110	662	42	2700	1152	1690	672
12/04/11	AS 12	3490	1055	310	760	4250	1365	2880	500
03/05/11	AS 12	5960	1090	725	100	6685	1190	4840	855
12/05/11	AS 12	6660	1075	1940	215	8600	1290	6080	810
24/05/11	AS 12	7040	1155	640	90	7680	1245	3080	920
24/11/11	AS 12	3760	1650	980	1650	4740	1760	1780	1020
17/01/12	AS 12	2230	710	390	30	2620	740	1310	40
26/01/12	AS 12	1790	796	550	19	2340	815	520	140
17/02/11	AS 17	13.210	4.650	2.480	510	15.690	5.160	8.730	4.860
22/03/11	AS 17	13.900	4.060	700	500	14.600	4.560	7.400	3.510
19/04/11	AS 17	11.810	5.050	2.380	830	14.190	5.880	8.200	3.470
26/05/11	AS 17	9.880	5.240	1.300	660	11.180	5.900	7.640	4.500
28/06/11	AS 17	10.560	5.840	1.160	460	11.720	6.300	6.940	3.780
19/07/11	AS 17	11.100	6.200	840	460	11.940	6.660	6.960	4.740
16/08/11	AS 17	10.600	6.860	560	720	11.160	7.580	6.480	3.460
06/10/11	AS 17	11.180	8.340	640	600	11.820	8.940	7.780	5.360
17/11/11	AS 17	4.560	6.360	280	520	4.840	6.880	2.140	3.940
29/11/11	AS 17	2.880	4.640	220	540	3.100	5.180	1.480	2.280

Data da coleta	ID do aterro	Sólidos Voláteis Totais Montante (mg/L)	SV/ST Montante	Sólidos Voláteis Totais Jusante (mg/L)	SV/ST Jusante	Turbidez Montante (NTU)	Turbidez Jusante (NTU)	Cor Verdadeira Montante (UPt)	Cor Verdadeira Jusante (UPt)
17/03/11	AS 2	1.640	2,14	464	0,60	178	120	220	3.130
05/04/11	AS 2	5.260	6,99	368	0,49	410	51	7.300	472
28/04/11	AS 2	7.610	10,20	544	0,73	545	37	5.460	43
10/05/11	AS 2	4.640	4,99	600	0,65	745	25	2.445	50
19/05/11	AS 2	2.690	3,71	370	0,51	380	22	1.652	46
04/10/11	AS 2	1.440	2,07	470	0,68	129	21	962	215
22/11/11	AS 2	2.440	1,24	1.100	0,56	77	32	652	190
01/12/11	AS 2	495	0,66	710	0,94	70	39	2.758	296
13/12/11	AS 2	550	0,89	605	0,98	97	55	182	203
24/01/12	AS 2	2.610	4,35	590	0,98	375	133	1.850	480
15/02/11	AS 5	1948	1,55	406	0,32	818	117	850	104
31/03/11	AS 5	2660	2,87	376	0,41	1688	20	552	69
14/04/11	AS 5	1245	1,44	525	0,61	252	54	474	70
05/05/11	AS 5	1375	1,23	325	0,29	1044	60	618	86
17/05/11	AS 5	60	0,05	160	0,13	764	84	1196	95
10/10/11	AS 5	2880	1,76	685	0,42	168	30	1668	311
22/11/11	AS 5	2480	0,81	1840	0,60	155	49	854	598
19/01/11	AS 5	1560	2,14	710	0,97	132	142	615	447
31/01/12	AS 5	2600	2,92	634	0,71	337	123	1735	1040
24/03/11	AS 12	1010	0,88	480	0,42	190	1936	920	35,8
12/04/11	AS 12	1370	1,00	865	0,63	408	36,8	2535	251
03/05/11	AS 12	1845	1,55	335	0,28	105	22	5130	229
12/05/11	AS 12	2520	1,95	480	0,37	61	34,9	223	6320
24/05/11	AS 12	4600	3,69	325	0,26	33,6	33,2	6940	220
24/11/11	AS 12	2960	1,68	740	0,42	152	67,8	1480	322
17/01/12	AS 12	1310	1,77	700	0,95	183	55	840	-
26/01/12	AS 12	1820	2,23	675	0,83	275	32,6	990	257
17/02/11	AS 17	6.960	1,35	3.030	0,59	405	438	4.650	2.065
22/03/11	AS 17	7.200	1,58	1.050	0,23	496	164	8.060	1.104
19/04/11	AS 17	5.990	1,02	2.410	0,41	441	162	4.230	1.276
26/05/11	AS 17	3.540	0,60	1.400	0,24	258	121	6.160	2.420
28/06/11	AS 17	4.800	0,76	2.520	0,40	235	143	5.560	2.120
19/07/11	AS 17	4.980	0,75	1.920	0,29	267	149	5.300	2.410
16/08/11	AS 17	4.680	0,62	3.460	0,46	153	167	5.540	2.712
06/10/11	AS 17	4.040	0,45	3.580	0,40	235	234	5.230	3.410
17/11/11	AS 17	2.700	0,39	2.940	0,43	151	190	2.040	2.645
29/11/11	AS 17	1.620	0,31	2.900	0,56	95,6	168	704	2.510

Data da coleta	ID do aterro	pH Montante (laboratório)	pH Jusante (laboratório)	Cádmio total Montante (mg/L)	Cádmio total Jusante (mg/L)	Chumbo Total Montante (mg/L)	Chumbo Total Jusante (mg/L)	Cobre dissolvido Montante (mg/L)	Cobre dissolvido Jusante (mg/L)
17/03/11	AS 2	6,4	7,1	<0,0005	<0,0005	<0,005	<0,005	<0,004	<0,004
05/04/11	AS 2	7,1	8,1						
28/04/11	AS 2	7,1	8,0						
10/05/11	AS 2	7,4	8,1						
19/05/11	AS 2	7,7	8,1						
04/10/11	AS 2	8,1	8,4						
22/11/11	AS 2	7,8	8,2	<0,01	<0,01	<0,2	<0,2	<0,004	<0,004
01/12/11	AS 2	6,3	8,3						
13/12/11	AS 2	6,2	7,7						
24/01/12	AS 2	7,9	7,9						
15/02/11	AS 5	8,2	8,0	<0,0005	<0,0005	0,025	0,010	3,883	0,481
31/03/11	AS 5	7,8	8,1	-	-	-	-	-	-
14/04/11	AS 5	7,8	8,0	-	-	-	-	-	-
05/05/11	AS 5	8,3	8,2	-	-	-	-	-	-
17/05/11	AS 5	8,3	8,1	-	-	-	-	-	-
10/10/11	AS 5	8,3	9,5	-	-	-	-	-	-
22/11/11	AS 5	8,0	9,4	<0,01	<0,01	<0,20	<0,20	0,009	0,006
19/01/11	AS 5	7,7	7,9	-	-	-	-	-	-
31/01/12	AS 5	7,0	7,3	-	-	-	-	-	-
24/03/11	AS 12	7,8	9,4	<0,0005	<0,0005	<0,005	<0,005	0,006	0,011
12/04/11	AS 12	7,7	8	-	-	-	-	-	-
03/05/11	AS 12	7,8	8,2	-	-	-	-	-	-
12/05/11	AS 12	8	8,4	-	-	-	-	-	-
24/05/11	AS 12	8,3	8,8	-	-	-	-	-	-
24/11/11	AS 12	7,8	9,5	-	-	-	-	-	-
17/01/12	AS 12	8,1	8,5	-	-	-	-	-	-
26/01/12	AS 12	8	8	-	-	-	-	-	-
17/02/11	AS 17	7,8	8,3	<0,0005	<0,0005	0,013	<0,005	1,828	0,059
22/03/11	AS 17	7,3	7,7	-	-	-	-	-	-
19/04/11	AS 17	7,9	8,0	-	-	-	-	-	-
26/05/11	AS 17	8,4	8,3	-	-	-	-	-	-
28/06/11	AS 17	8,3	8,6	-	-	-	-	-	-
19/07/11	AS 17	8,3	8,7	-	-	-	-	-	-
16/08/11	AS 17	8,2	8,2	<0,01	<0,01	<0,20	<0,20	0,012	0,007
06/10/11	AS 17	8,4	8,4	-	-	-	-	-	-
17/11/11	AS 17	8,1	8,9	-	-	-	-	-	-
29/11/11	AS 17	7,4	8,6	-	-	-	-	-	-

Data da coleta	ID do aterro	Cromo Total Montante (mg/L)	Cromo Total Jusante (mg/L)	Níquel Total Montante (mg/L)	Níquel Total Jusante (mg/L)	Coliformes termotolerantes antes Montante (mg/L)	Coliformes termotolerantes Jusante (NMP/100 mL)	Ecotoxicidade aguda Montante (%)	Ecotoxicidade aguda Jusante (%)
17/03/11	AS 2	<0,04	<0,04	0,011	<0,004	>160000	>160000	41,247%	não tóxico
05/04/11	AS 2					800	170		
28/04/11	AS 2					>160000	50000		
10/05/11	AS 2					30000	70	7,320%	não tóxico
19/05/11	AS 2					3500	3500		
04/10/11	AS 2					50000	1700		
22/11/11	AS 2	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	>160000	160000	15,365%	não tóxico
01/12/11	AS 2					>160000	160000		
13/12/11	AS 2					>160000	90000		
24/01/12	AS 2					1300	5000		
15/02/11	AS 5	0,09	<0,04	0,090	0,009	3500	>160000	amostrado	não tóxico
31/03/11	AS 5	-	-	-	-	24000	7000	-	-
14/04/11	AS 5	-	-	-	-	14000	90000	-	-
05/05/11	AS 5	-	-	-	-	13000	13000	5,100%	não tóxico
17/05/11	AS 5	-	-	-	-	2800	300	-	-
10/10/11	AS 5	-	-	-	-	2200	23	-	-
22/11/11	AS 5	0,09	< 0,04	0,060	<0,04	>160000	30	6,848%	não tóxico
19/01/11	AS 5	-	-	-	-	30000	30000	-	-
31/01/12	AS 5	-	-	-	-	>160000	24000	-	-
24/03/11	AS 12	0,07	<0,04	0,02	0,01	35000	17000	26,098%	70,276%
12/04/11	AS 12	-	-	-	-	160000	90000	-	-
03/05/11	AS 12	-	-	-	-	160000	50000	-	-
12/05/11	AS 12	-	-	-	-	5000	280	3,141%	não tóxico
24/05/11	AS 12	-	-	-	-	230	23	-	-
24/11/11	AS 12	-	-	-	-	240	300	-	-
17/01/12	AS 12	-	-	-	-	>160000	50000	-	-
26/01/12	AS 12	-	-	-	-	>160000	1400	-	-
17/02/11	AS 17	0,21	0,06	0,190	0,070	>160000	>160000	amostrado	26,098%
22/03/11	AS 17	-	-	-	-	160000	160000	-	-
19/04/11	AS 17	-	-	-	-	90000	7000	-	-
26/05/11	AS 17	-	-	-	-	90000	170	1,738%	16,148%
28/06/11	AS 17	-	-	-	-	8000	40	-	-
19/07/11	AS 17	-	-	-	-	4000	280	1,716%	13,094%
16/08/11	AS 17	0,27	0,13	0,220	0,130	2300	50	-	-
06/10/11	AS 17	-	-	-	-	14000	70	-	-
17/11/11	AS 17	-	-	-	-	>160000	>160000	-	-
29/11/11	AS 17	-	-	-	-	>160000	90000	19,972%	21,725%

APÊNDICE B – Dados secundários e estatística descritiva

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	<i>E. Coli</i> Montante	<i>E. Coli</i> Jusante	Níquel total Montante (mg/L)	Níquel total Jusante (mg/L)	Nitrogênio Amoniacal Montante (mg/L)	Nitrogênio Amoniacal Jusante (mg/L)
ETL-AS 2 (1,7 anos)	N	5	5	2	2	2	2
	Média	4526	303	-	-	-	-
	Mediana	1300	120	-	-	-	-
	D. Padrão	5752	354	-	-	-	-
	Valor Mínimo	32	44	<0,001	<0,001	11,30	0,16
	Valor Máximo	13000	900	-	-	42,00	4,10
ETL-AS 3 (1,3 anos)	N	0	0	3	3	3	3
	Média	-	-	1,44	0,10	424	58
	Mediana	-	-	2,05	0,00	381	62
	D. Padrão	-	-	1,26	0,17	149	21
	Valor Mínimo	0	0	n.d	n.d	301	36
	Valor Máximo	0	0	2,28	0,29	589	77
ETL-AS 5 (2,1 anos)	N	2	2	2	2	2	2
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	2400	<100	<0,02	<0,02	90,7	6,8
	Valor Máximo	921000	2400	-	-	259,0	26,3
ETL-AS 10 (3,8 anos)	N	0	3	0	0	0	2
	Média	-	60.666.667	-	-	-	-
	Mediana	-	70.000.000	-	-	-	-
	D. Padrão	-	23.437.861	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	34.000.000	0	0	0	3
	Valor Máximo	0	78.000.000	0	0	0	85
ETL-AS 11 (2,8 anos)	N	2	2	2	2	2	2
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	34	6	<0,01	<0,01	1,4	<0,1
	Valor Máximo	120000	540000	-	-	11,0	0,5
ETL-AS 12 (7,2 anos)	N	0	0	1	1	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	-	-	<0,02	<0,02	-	-
	Valor Máximo	-	-	-	-	-	-
ETL-AS 17 (14,4 anos)	N	4	6	6	6	6	6
	Média	4.100	2.117	-	-	982	184
	Mediana	1.350	1.900	-	-	669	68
	D. Padrão	5.953	1.790	-	-	1.093	315
	Valor Mínimo	700	100	n.d	n.d	40	5
	Valor Máximo	13.000	5.100	0,30	0,18	2.965	823
ETL-AS 19 (13,4 anos)	N	0	4	3	9	8	20
	Média	-	57.923	-	-	818,1	563,4
	Mediana	-	38.035	-	-	905,0	476,5
	D. Padrão	-	67.465	-	-	382,5	523,8
	Valor Mínimo	0	310	n.d	n.d	118,0	0,1
	Valor Máximo	0	155.310	3,6	3,1	1.255,0	1.910,0

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Nitrato Montante (mg/L)	Nitrato Jusante (mg/L)	Nitrito Montante (mg/L)	Nitrito Jusante (mg/L)	pH Mont.	pH Jus.	DBO Montante (mg/L)	DBO Jusante (mg/L)
ETL-AS 2 (1,7 anos)	N	2	2	0	0	7	7	7	7
	Média	-	-	-	-	-	-	281	36
	Mediana	-	-	-	-	-	-	286	24
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-	137	43
	Valor Mínimo	0,009	0,007	0	0	5,5	5,0	74	7
	Valor Máximo	3,0	2,4	0	0	8,9	8,6	531	131
ETL-AS 3 (1,3 anos)	N	3	3	0	0	2	2	2	2
	Média	21,65	158,09	-	-	9,1	7,6	-	-
	Mediana	5,13	158,09	-	-	9,1	7,6	-	-
	D. Padrão	33,14	200,69	-	-	0,4	0,7	-	-
	Valor Mínimo	0,02	16,18	0	0	8,8	7,1	5388	354
	Valor Máximo	59,80	300,00	0	0	9,4	8,1	6220	1580
ETL-AS 5 (2,1 anos)	N	1	1	0	0	2	2	2	2
	Média	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	-	-	0	0	6,1	5,5	440	17
	Valor Máximo	0,51	0,87	0	0	7,0	7,9	2019	865
ETL-AS 10 (3,8 anos)	N	0	2	0	0	1	4	5	5
	Média	-	-	-	-	-	8,8	2097	136
	Mediana	-	-	-	-	-	9,3	615	132
	D. Padrão	-	-	-	-	-	1,3	3639	117
	Valor Mínimo	0	<0,1	0	0	-	6,9	216	2
	Valor Máximo	0	0,1	0	0	8	9,6	8593	253
ETL-AS 11 (2,8 anos)	N	2	2	0	0	2	2	2	2
	Média	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0,10	<0,1	0	0	6,9	8,6	78	9
	Valor Máximo	0,50	0,04	0	0	7,2	9,2	232	19
ETL-AS 12 (7,2 anos)	N	0	0	0	0	1	1	1	1
	Média	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	-	-	-	-	-	-	-	-
	Valor Máximo	-	-	-	-	9,3	11,5	464	27
ETL-AS 17 (14,4 anos)	N	6	6	0	0	52	52	69	69
	Média	-	-	-	-	7,6	8,8	1.346	250
	Mediana	-	-	-	-	7,8	8,9	720	74
	D. Padrão	-	-	-	-	0,7	0,9	2.863	326
	Valor Mínimo	n.d	n.d	0	0	4,5	5,6	48	1
	Valor Máximo	14	8	0	0	8,7	11,5	23.270	1.680
ETL-AS 19 (13,4 anos)	N	3	7	4	4	36	47	46	46
	Média	57,1	8,1	11,2	2,8	8,1	7,8	2353	1280
	Mediana	38,4	7,2	5,6	2,1	7,8	7,9	1675	1129
	D. Padrão	53,1	9,2	13,4	2,2	0,9	1,3	2081	1026
	Valor Mínimo	15,9	0,1	2,7	1,0	6,8	0,0	111	107
	Valor Máximo	117,0	26,0	31,0	6,0	10,9	10,1	8945	4750

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Eficiência em termos de remoção de DBO (%)	DQO Montante (mg/L)	DQO Jusante (mg/L)	Eficiência em termos de remoção de DQO (%)	Ecotoxicidade aguda Montante (%)	Ecotoxicidade aguda Jusante (%)
ETL-AS 2 (1,7 anos)	N	7	7	7	7	1	1
	Média	88,66%	729	105	86,03%	-	-
	Mediana	89,14%	698	63	89,68%	-	-
	D. Padrão	7,27%	424	124	9,18%	-	-
	Valor Mínimo	75,33%	219	24	75,66%	-	-
	Valor Máximo	97,84%	1579	380	96,19%	21,35	atóxico
ETL-AS 3 (1,3 anos)	N	2	2	2	2	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	74,60%	10427	678	78,18%	0	0
	Valor Máximo	93,43%	11090	2420	93,50%	0	0
ETL-AS 5 (2,1 anos)	N	2	2	2	2	1	2
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	57,16%	2207	28	65,97%	-	-
	Valor Máximo	96,14%	6485	2207	98,75%	41,36%	atóxico
ETL-AS 10 (3,8 anos)	N	5	5	5	5	1	0
	Média	65,54%	6863	492	62,88%	-	-
	Mediana	78,48%	1284	369	69,75%	-	-
	D. Padrão	48,21%	12478	283	38,12%	-	-
	Valor Mínimo	-17,13%	953	272	-1,78%	-	0
	Valor Máximo	99,53%	29180	970	98,88%	atóxica	0
ETL-AS 11 (2,8 anos)	N	2	2	2	2	1	1
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	75,58%	183	38	79,23%	-	-
	Valor Máximo	96,12%	445	39	91,24%	47,9	atóxico
ETL-AS 12 (7,2 anos)	N	1	1	1	1	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	-	-	-	-	-	-
	Valor Máximo	94,18%	745	321	56,91%	-	-
ETL-AS 17 (14,4 anos)	N	69	60	62	60	4	4
	Média	66,73%	2.624	674	72,30%	9,82	17,23
	Mediana	79,99%	2.093	454	80,86%	7,92	20,20
	D. Padrão	44,71%	1.729	574	24,63%	10,74	10,84
	Valor Mínimo	-179,21%	907	25	-35,50%	0,62	2,39
	Valor Máximo	99,52%	9.672	2.830	99,13%	22,82	26,14
ETL-AS 19 (13,4 anos)	N	46	46	46	46	0	0
	Média	33,11%	5480	3448	27,83%	-	-
	Mediana	28,97%	3513	2385	21,30%	-	-
	D. Padrão	24,96%	4032	2645	26,14%	-	-
	Valor Mínimo	-5,56%	1155	718	-13,67%	0	0
	Valor Máximo	83,07%	17090	14615	82,73%	0	0

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Cádmio total Montante (mg/L)	Cádmio total Jusante (mg/L)	Agentes Tensoativos Montante (mg/L)	Agentes Tensoativos Jusante (mg/L)	Coliformes Fecais Montante (NMP/100mL)	Coliformes Fecais Jusante (NMP/100mL)
ETL-AS 2 (1,7 anos)	N	2	2	2	2	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	<0,01	<0,01	0,19	0,11	0,00	0,00
	Valor Máximo	-	-	0,23	0,14	0,00	0,00
ETL-AS 3 (1,3 anos)	N	3	3	3	3	0	0
	Média	-	-	129,5	17,1	-	-
	Mediana	-	-	173,0	21,0	-	-
	D. Padrão	-	-	113,6	15,3	-	-
	Valor Mínimo	<0,001	<0,001	0,6	0,2	0	0
	Valor Máximo	-	-	215,0	30,0	0	0
ETL-AS 5 (2,1 anos)	N	2	2	2	2	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	<0,001	<0,001	<0,1	0,18	0	0
	Valor Máximo	-	-	2,19	0,93	0	0
ETL-AS 10 (3,8 anos)	N	0	2	0	2	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	<0,05	0	0,19	0	0
	Valor Máximo	0	-	0	2,20	0	0
ETL-AS 11 (2,8 anos)	N	2	2	2	2	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	<0,001	<0,001	0	0,05	0	0
	Valor Máximo	-	-	0	0,06	0	0
ETL-AS 12 (7,2 anos)	N	1	1	0	0	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	<0,001	<0,001	-	-	-	-
	Valor Máximo	-	-	-	-	-	-
ETL-AS 17 (14,4 anos)	N	53	52	14	14	52	52
	Média	-	-	1,13	0,62	2.430.152	148.354
	Mediana	-	-	1,05	0,43	11.600	1.350
	D. Padrão	-	-	0,74	0,70	7.002.656	701.354
	Valor Mínimo	n.d	n.d	0,18	0,06	2	1
	Valor Máximo	0,091	0,014	3,44	2,50	35.000.000	5.000.000
ETL-AS 19 (13,4 anos)	N	9	22	2	11	18	18
	Média	-	-	360,0	13,9	280.928	168.412
	Mediana	-	-	360,0	1,1	1.600	1.600
	D. Padrão	-	-	215,0	28,9	1.177.745	706.675
	Valor Mínimo	<0,001	<0,001	208,0	0,5	7	2
	Valor Máximo	-	-	512,0	94,0	5.000.000	3.000.000

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Coliformes Totais Montante (NMP/100mL)	Coliformes Totais Jusante (NMP/100mL)	Cor Verdadeira Montante (UPt)	Cor Verdadeira Jusante (UPt)	Condutividade Montante (μS/Cm)	Condutividade Jusante (μS/Cm)
ETL-AS 2 (1,7 anos)	N	0	0	0	0	7	7
	Média	-	-	-	-	3691	433
	Mediana	-	-	-	-	3300	440
	D. Padrão	-	-	-	-	2620	310
	Valor Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	3	1
	Valor Máximo	0,00	0,00	0,00	0,00	7970	1019
ETL-AS 3 (1,3 anos)	N	0	0	0	0	2	2
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	971	411
	Valor Máximo	0	0	0	0	2124	900
ETL-AS 5 (2,1 anos)	N	0	0	0	0	1	1
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	-	-
	Valor Máximo	0	0	0	0	3670	1651
ETL-AS 10 (3,8 anos)	N	0	0	0	0	0	5
	Média	-	-	-	-	-	2704
	Mediana	-	-	-	-	-	2980
	D. Padrão	-	-	-	-	-	632
	Valor Mínimo	0	0	0	0	0	1949
	Valor Máximo	0	0	0	0	0	3260
ETL-AS 11 (2,8 anos)	N	0	0	0	0	2	2
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	826	309
	Valor Máximo	0	0	0	0	1435	534
ETL-AS 12 (7,2 anos)	N	0	0	0	0	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	-	-	-	-	-	-
	Valor Máximo	-	-	-	-	-	-
ETL-AS 17 (14,4 anos)	N	52	52	6	6	6	6
	Média	3.158.513	168.266	1.000	917	16.880	10.210
	Mediana	72.100	1.950	1.000	1.000	14.735	10.745
	D. Padrão	7.864.266	718.412	-	133	8.409	3.428
	Valor Mínimo	20	2	1.000	700	9.110	4.310
	Valor Máximo	35.000.000	5.000.000	1.000	1.000	28.400	14.000
ETL-AS 19 (13,4 anos)	N	19	19	0	0	14	25
	Média	12.646.795	848.918	-	-	7064	7769
	Mediana	6.400	2.400	-	-	6070	4490
	D. Padrão	55.056.097	3.669.034	-	-	6888	7779
	Valor Mínimo	1.600	730	0	0	879	1
	Valor Máximo	240.000.000	16.000.000	0	0	22300	24700

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Turbidez Montante (NTU)	Turbidez Jusante (NTU)	Ferro total Montante (mg/L)	Ferro total Jusante (mg/L)	Mercúrio total Montante (mg/L)	Mercúrio total Jusante (mg/L)
ETL-AS 2 (1,7 anos)	N	0	0	0	0	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	0	0
	Valor Máximo	0	0	0	0	0	0
ETL-AS 3 (1,3 anos)	N	0	0	1	1	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	-	-	0	0
	Valor Máximo	0	0	7,80	2,46	0	0
ETL-AS 5 (2,1 anos)	N	0	0	0	0	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	0	0
	Valor Máximo	0	0	0	0	0	0
ETL-AS 10 (3,8 anos)	N	0	0	0	0	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	0	0
	Valor Máximo	0	0	0	0	0	0
ETL-AS 11 (2,8 anos)	N	0	0	0	0	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	0	0
	Valor Máximo	0	0	0	0	0	0
ETL-AS 12 (7,2 anos)	N	0	0	1	1	1	1
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	-	-	-	-	<0,001	<0,001
	Valor Máximo	-	-	1,09	2,34	-	-
ETL-AS 17 (14,4 anos)	N	6	6	47	47	47	47
	Média	145	121	14,4	1,7	-	-
	Mediana	153	120	9,7	0,8	-	-
	D. Padrão	46	29	15,7	2,4	-	-
	Valor Mínimo	72	88	0,3	0,0	<0,0002	<0,0002
	Valor Máximo	208	169	96,0	12,9	0,005	0,010
ETL-AS 19 (13,4 anos)	N	8	8	12	12	0	0
	Média	353	334	7,35	3,85	-	-
	Mediana	241	135	3,96	2,26	-	-
	D. Padrão	365	398	8,32	5,98	-	-
	Valor Mínimo	30	30	0,26	0,25	0	0
	Valor Máximo	1000	1000	27,40	22,10	0	0

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Fósforo total Montante (mg/L)	Fósforo total Jusante (mg/L)	Chumbo total Montante (mg/L)	Chumbo total Jusante (mg/L)	Cobre dissolvido Montante (mg/L)	Cobre dissolvido Jusante (mg/L)
ETL-AS 2 (1,7 anos)	N	2	2	2	2	2	2
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0,06	0,02	<0,001	<0,001	<0,003	<0,003
	Valor Máximo	0,14	<0,001	-	-	-	-
ETL-AS 3 (1,3 anos)	N	3	3	3	3	3	3
	Média	618,0	72,8	-	-	-	-
	Mediana	908,0	82,0	-	-	-	-
	D. Padrão	533,0	68,3	-	-	-	-
	Valor Mínimo	2,9	0,4	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	Valor Máximo	943,0	136,0	-	-	1,58	0,62
ETL-AS 5 (2,1 anos)	N	1	1	2	2	2	2
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	-	-	<0,001	<0,001	<0,009	<0,009
	Valor Máximo	0,53	0,19	0,15	0,05	-	-
ETL-AS 10 (3,8 anos)	N	0	2	0	1	0	1
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	3,3	0	<0,08	0	<0,005
	Valor Máximo	0	4,0	0	-	0	-
ETL-AS 11 (2,8 anos)	N	2	2	2	2	2	2
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0,08	0,01	<0,008	<0,008	<0,007	<0,007
	Valor Máximo	0,20	0,06	-	-	-	-
ETL-AS 12 (7,2 anos)	N	0	0	1	1	1	1
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	-	-	<0,001	<0,001	-	-
	Valor Máximo	-	-	-	-	0,009	0,009
ETL-AS 17 (14,4 anos)	N	11,0	11,0	53	53	51	51
	Média	16,2	5,8	-	-	-	-
	Mediana	14,0	4,4	-	-	-	-
	D. Padrão	17,8	5,2	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0,0	0,7	n.d	n.d	n.d	n.d
	Valor Máximo	64,0	18,0	0,180	0,102	0,310	0,260
ETL-AS 19 (13,4 anos)	N	11	40	9	19	4	11
	Média	331,3	209,8	-	-	-	-
	Mediana	7,2	6,2	-	-	-	-
	D. Padrão	542,8	816,5	-	-	-	-
	Valor Mínimo	1,2	1,0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Valor Máximo	1526,0	4750,0	0,17	0,15	-	0,13

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Cromo total Montante (mg/L)	Cromo total Jusante (mg/L)	Cloreto Montante (mg/L)	Cloreto Jusante (mg/L)	Nitrogênio total Montante (mg/L)	Nitrogênio total Jusante (mg/L)
ETL-AS 2 (1,7 anos)	N	2	2	2	2	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	<0,01	0,005	258	53	0	0
	Valor Máximo	-	0,030	587	64	0	0
ETL-AS 3 (1,3 anos)	N	2	2	3	3	0	0
	Média	-	-	8351	661	-	-
	Mediana	-	-	3890	399	-	-
	D. Padrão	-	-	10338	541	-	-
	Valor Mínimo	n.d	n.d	993	300	0	0
	Valor Máximo	-	-	20170	1283	0	0
ETL-AS 5 (2,1 anos)	N	2	2	2	2	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	n.d	n.d	1,5	3,0	0	0
	Valor Máximo	0,01	0,005	360,0	213,0	0	0
ETL-AS 10 (3,8 anos)	N	0	0	0	1	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	-	0	0
	Valor Máximo	0	0	0	392	0	0
ETL-AS 11 (2,8 anos)	N	2	2	2	2	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	<0,009	<0,009	102,5	66,3	0	0
	Valor Máximo	-	-	175,0	92,5	0	0
ETL-AS 12 (7,2 anos)	N	1	1	0	0	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	<0,05	-	-	-	-	-
	Valor Máximo	-	0,025	-	-	-	-
ETL-AS 17 (14,4 anos)	N	53	53	6	6	22	22
	Média	-	-	1.424	1.404	604,08	40,94
	Mediana	-	-	1.054	1.307	313,13	12,55
	D. Padrão	-	-	1.272	1.147	558,56	54,59
	Valor Mínimo	n.d	n.d	122	74	0,33	0,23
	Valor Máximo	0,290	0,101	3.271	2.953	1.450,00	157,00
ETL-AS 19 (13,4 anos)	N	4	9	7	8	7	24
	Média	-	-	4180	1576	848,9	294,0
	Mediana	-	-	3820	1118	1080,0	112,0
	D. Padrão	-	-	2172	1302	478,5	397,0
	Valor Mínimo	n.d	n.d	1432	0	98,2	12,7
	Valor Máximo	0,034	0,121	8270	3505	1330,0	1145,0

Id do Aterro	Descrição do Ponto de Amostragem	Sólidos Dissolvidos Montante (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Jusante (mg/L)	Sólidos em Suspensão Montante (mg/L)	Sólidos em Suspensão Jusante (mg/L)	Sólidos Sedimentáveis Montante (ml/L)	Sólidos Sedimentáveis Jusante (ml/L)	Sólidos Totais Montante (mg/L)	Sólidos Totais Jusante (mg/L)
ETL- AS 2 (1,7 anos)	N	0	0	0	0	6	6	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	<0,1	<0,1	0	0
	Valor Máximo	0	0	0	0	2,1	0,2	0	0
ETL- AS 3 (1,3 anos)	N	1	1	0	0	2	2	1	1
	Média	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	-	-	0	0	0,5	<0,1	-	-
	Valor Máximo	826	290	0	0	0,8	-	911	305
ETL- AS 5 (2,1 anos)	N	0	0	0	0	1	1	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	-	-	0	0
	Valor Máximo	0	0	0	0	0,5	0,4	0	0
ETL- AS 10 (3,8 anos)	N	0	0	0	0	4	3	0	0
	Média	-	-	-	-	0,3	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	0,1	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	0,5	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	<0,3	<0,3	0	0
	Valor Máximo	0	0	0	0	1,0	0,2	0	0
ETL- AS 11 (2,8 anos)	N	0	0	0	0	2	2	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	0	0	0	0	0,7	<0,3	0	0
	Valor Máximo	0	0	0	0	15,0	-	0	0
ETL- AS 12 (7,2 anos)	N	0	0	0	0	0	0	0	0
	Média	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-
	D. Padrão	-	-	-	-	-	-	-	-
	Valor Mínimo	-	-	-	-	-	-	-	-
	Valor Máximo	-	-	-	-	-	-	-	-
ETL- AS 17 (14,4 anos)	N	50	50	52	52	6	6	51	51
	Média	4.857	771	807	344	0,56	-	5.680	1.101
	Mediana	5.814	601	337	132	0,50	-	6.357	836
	D. Padrão	2.621	1.260	1.088	715	0,31	-	2.565	1.454
	Valor Mínimo	45	0	10	18	n.d	n.d	407	0
	Valor Máximo	8.510	9.290	5.048	4.754	0,90	0,60	11.198	9.850
ETL- AS 19 (13,4 anos)	N	27	27	25	24	64	62	30	30
	Média	5952	4686	353	337	-	-	6.646	5.172
	Mediana	7114	5000	136	112	-	-	7.321	5.582
	D. Padrão	2978	2882	611	854	-	-	3.225	3.062
	Valor Mínimo	317	6	19	12	<0,3	<0,3	493	0
	Valor Máximo	10080	9928	3136	4290	2	7	11.984	10.254

ANEXO

NOTA TÉCNICA DA FEAM/DIMOG Nº 03/2005