



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ - UFPA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL - PPGEC**  
**AREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HIDRICOS**  
**LINHA DE PESQUISA: SANEAMENTO AMBIENTAL E SISTEMAS DE**  
**INFRAESTRUTURA URBANA**

**FLÁVIA DA SILVA FARIAS.**

**O BALANÇO DE MASSA DAS UNIDADES COMPONENTES DE UMA**  
**ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO E A UTILIZAÇÃO DA**  
**ESTATÍSTICA MULTIVARIADA COMO FERRAMENTA DE VERIFICAÇÃO**  
**DO COMPORTAMENTO FÍSICO, QUÍMICO, BACTERIOLÓGICO E DE**  
**METAIS NO ESGOTO BRUTO E TRATADO.**  
**ESTUDO DE CASO: ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO**  
**DOMÉSTICO –ETE SIDERAL - BELÉM - PA.**

**BELÉM**  
**2013**

**FLAVIA DA SILVA FARIAS**

**O BALANÇO DE MASSA DAS UNIDADES COMPONENTES DE UMA  
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO E A UTILIZAÇÃO DA  
ESTATÍSTICA MULTIVARIADA COMO FERRAMENTA DE VERIFICAÇÃO  
DO COMPORTAMENTO FÍSICO, QUÍMICO, BACTERIOLÓGICO E DE  
METAIS NO ESGOTO BRUTO E TRATADO.  
ESTUDO DE CASO: ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO  
DOMÉSTICO – ETE SIDERAL - BELÉM - PA.**

**Orientador** Dissertação de mestrado submetido ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil - PPGEC da Universidade Federal do Pará, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Saneamento Ambiental e infraestrutura Urbana.

BELÉM  
2013

**FLAVIA DA SILVA FARIAS**

**O BALANÇO DE MASSA DAS UNIDADES COMPONENTES DE UMA  
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO E A UTILIZAÇÃO DA  
ESTATÍSTICA MULTIVARIADA COMO FERRAMENTA DE VERIFICAÇÃO  
DO COMPORTAMENTO FÍSICO, QUÍMICO, BACTERIOLÓGICO E DE  
METAIS NO ESGOTO BRUTO E TRATADO.  
ESTUDO DE CASO: ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO  
DOMÉSTICO – ETE SIDERAL - BELÉM - PA.**

**Banca examinadora:**

Membro: Dr<sup>a</sup> Lena Lílian Canto de Sá Moraes  
Instituto Evandro Chagas IEC

-----  
Julgamento

Membro: Dr<sup>o</sup>. Rui Guilherme Cavaleiro de Macedo Alves  
Universidade Federal do Pará – UFPA

-----  
Julgamento

Membro: Dr<sup>a</sup>. Luiza Carla Girard Mendes Teixeira  
Universidade Federal do Pará – UFPA.

-----  
Julgamento

Belém  
2013

## DEDICATÓRIA.

Dedico esta dissertação a toda à comunidade acadêmica, que corre atrás, que batalha e que um dia escreverá outras dissertações como esta ou certamente melhor, mais que contribuirá da mesma forma para a construção de uma sociedade mais eficiente e consciente da importância do tratamento de efluentes.

## AGRADECIMENTOS

Á Deus, por todos os dias de minha vida, por todas as conquistas e por tudo o que ainda vai me permitir conquistar.

Á minha mãe Iracema Martins por toda a dedicação, paciência nos momentos difíceis e por todas as gargalhadas que já demos e daremos juntas.

Ao amor de minha vida, Gabriel Farias pelo amor, apoio e acima de tudo pela compreensão.

Ao meu pai Raimundo Farias que na hora certa me fez aprender que muita coisa dependia de mim, da minha força de vontade, obrigada.

Ao Rafael Lucas “coisinha da titia” que quase sempre conseguiu desviar minha atenção me fazendo sorrir nas horas cansativas desse estudo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Coordenação de Desenvolvimento Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro para a realização desta dissertação.

Ao Professor Dr<sup>o</sup> Neyson Martins Mendonça pela orientação.

Ao meu grande amigo Ser. Raimundo Pio Girard Martins por sua considerável colaboração para a realização deste trabalho.

Á todo o corpo docente e a todos os servidores do programa de Pós Graduação da Universidade Federal do Pará (PPGEC) com ênfase a senhora Cleide.

Ao Instituto Evandro Chagas – SEMAM pelo apoio no desenvolvimento das análises de alguns parâmetros utilizados nesta pesquisa.

Ao IFPA Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, pelo apoio no desenvolvimento de outras análises laboratoriais.

Aos técnicos da COSANPA – Companhia de Saneamento do Pará, pelo apoio e informações disponibilizadas.

Aos professores: Samara Viana, Rui Macedo, André Coelho e Claudio Blanco,

Aos Alunos: Thiego, Willen, Fabiano, André, Auriana, Normara e Robson.

Á todos os que de alguma forma contribuíram para a elaboração deste trabalho.

## EPÍGRAFE.

“ELE é o meu Deus, o meu refúgio,  
a minha fortaleza e Nele eu confiarei...”.

Salmo 91.

## RESUMO

O estudo sobre o Balanço de massa das unidades componentes de uma estação de tratamento de esgoto e a utilização da estatística multivariada como ferramenta de verificação do comportamento do esgoto bruto e tratado foi realizado na ETE Sideral no Município de Belém Pará Brasil. Neste estudo foi observado todo o fluxograma constituinte da estação que foi projetada para receber uma vazão máxima de esgoto bruto de 73 l/s., como em verificação local se constatou que a vazão para qual a estação foi projetada é consideravelmente menor o balanço de massa e todo o resto do estudo foi trabalhado em cima da vazão de projeto. Na verificação das partes físicas constituintes da estação verificaram-se não conformidades nas medidas que foram sugeridas no projeto executivo. **Na caracterização dos metais presentes no esgoto bruto e tratado verificou-se que na Análise das Componentes Principais o Boro (B) com (63,5%) e seguido do Bário (Ba) com (21,9%) justificam 84,48% o coeficiente de variação que os determinam como os metais predominantes no Afluente. No Efluente o Boro (B) apresentou um coeficiente de variação de 73,7% o que o justifica como sendo o principal componente no afluente da ETE. Na caracterização dos metais no lodo observou-se que com uma porcentagem de 98,8% o Bário (Ba) é o principal elemento encontrado. Os resultados obtidos com a análise de componentes principais para a caracterização físico-químicas e bacteriológicas do esgoto bruto e tratado da ETE observou-se que a variável “DQO total” encontra-se positivamente relacionada com a componente DBO e negativamente correlacionado com a Alcalinidade Total. Em relação às características físico-químicas e bacteriológicas, elevados teores de DBO, Coliformes termotolerantes, SST e SSV, oriundos dos lançamentos dos efluentes domésticos, fazendo com que apresentassem as maiores concentrações de carga orgânica remanescente.**

**Palavras-chave.** Balanço de massa. Tratamento de esgoto. Estatística multivariada.

## ABSTRACT

The mass balance of the component units of a wastewater sewage treatment and use of multivariate statistics as a tool for verifying the behavior of raw sewage and treated, was implemented in ETE Sidereal Municipality of Belem do Para in Brazil. This study observed the entire flowchart constituent of the station that is designed to receive a maximum flow of raw sewage of 73 l / s. and now serves a flow of only 1.7 l / so that decreases in 96% of the station was designed, realizing then that today the Sidereal ETE is oversized. In verifying the constituent physical parts of the station there were not in compliance measures that have been suggested in the executive project and were perceived as "in situ". In the mass held for three types of flows: maximum (73 l / s) averaged 43 l / if current 1.7 l / s realized that the decrease in attendance constituent units of the system decreases somewhere around 97.5% the volume to which the components are designed for and found in the Sewage Treatment Station Sidereal. In the characterization of the metals present in the raw sewage treated and it was found that the Principal Component Analysis of the boron (B) (63.5%) and followed by barium (Ba) with (21.9%) justify 84.48% the coefficient of variation that determine how prevalent metal in the influent. In Effluent Boron (B) showed a coefficient of variation of 73.7% which justifies as the main component in the influent of WWTP. In the characterization of metals in the sludge was observed that with a percentage of 98.8% the Barium (Ba) is the main element found. The results obtained with principal component analysis to characterize the physic-chemical and bacteriological analyzes of raw sewage and treated ETE observed that the variable "total COD" is positively related to component BOD and negatively correlated with the Total Alkalinity . Regarding physic-chemical and bacteriological, high levels of BOD, Fecal coliform, TSS and VSS, from the releases of effluents, making present the highest concentrations of organic load remaining.

**KEYWORDS: Mass Balance, Multivariate Statistical**

# SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	i
AGRADECIMENTOS .....	ii
EPÍGRAFE.....	iii
RESUMO .....	iv
ABSTRACT .....	v
SUMÁRIO.....	vi
LISTA DE ABREVIATURAS.....	ix
LISTA DE FIGURAS .....	x
LISTA DE TABELAS .....	xii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
<b>2.1. OBJETIVO GERAL .....</b>	<b>3</b>
<b>2.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS.....</b>	<b>3</b>
3. REVISAO DA LITERATURA .....	4
<b>3.1. A INFLUÊNCIA DA CARGA HIDRÁULICA NO DESEMPENHO DO REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO .....</b>	<b>4</b>
<b>3.2. A INFLUÊNCIA DA CARGA ORGÂNICA NO DESEMPENHO DO REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....</b>	<b>7</b>
<b>3.3. CONFIGURAÇÕES GEOMÉTRICAS DO REATOR UASB .....</b>	<b>9</b>
<b>3.4. QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE DO REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....</b>	<b>14</b>
<b>3.5. FRACIONAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA NO REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....</b>	<b>18</b>
<b>3.6. PRODUÇÃO DE LODO EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO .....</b>	<b>21</b>
<b>3.7. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LODO EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....</b>	<b>25</b>
<b>3.8. PRODUÇÃO DE METANO EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO .....</b>	<b>31</b>
<b>3.9. ASPECTOS CINÉTICOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.....</b>	<b>34</b>
<b>3.10 A INFLUENCIA DOS METAIS NO TRATAMENTO BIOLOGICO DE ESGOTO E SUAS CARACTERISTICAS.....</b>	<b>35</b>
3.10.1 ELEMENTOS METÁLICOS EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO .....	45
<b>3.11 A ESTATÍSTICA MULTIVARIADA .....</b>	<b>48</b>
3.11.1 A Análise de Agrupamento .....	48
3.11.2 Medidas de Similaridade e Dissimilaridade .....	50
3.10.2.1 Distância Euclidiana .....	50
3.10.2.2 Distância Euclidiana Quadrática .....	50
3.10.2.3. Distância de Manhattan .....	51

3.10.2.4 Distância de Chebychev .....	51
3.10.2.5 Distância de Minkowsky .....	51
3.10.2.6 Métodos Hierárquicos.....	52
3.10.3.1 Método de Ligação Simples (Single Linkage) .....	52
3.10.3.2 Método de Ligação Completa (Complete Linkage) .....	52
3.10.3.3 Método das Médias das Distâncias (Average Linkage) .....	53
3.10.3.4 Método de Ward .....	53
3.11.3 O Dendrograma .....	54
<b>3.12 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS – ACP.....</b>	<b>55</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>56</b>
<b>4.1. ÁREA DO ESTUDO .....</b>	<b>56</b>
<b>4.2. CARACTERÍSTICAS DA ETE SIDERAL.....</b>	<b>58</b>
<b>4.3. VERIFICAÇÃO DETALHADA DA SITUAÇÃO DOS COMPONENTES DA ETE SIDERAL. ....</b>	<b>60</b>
<b>4.4 TRATAMENTO DAS AMOSTRAS .....</b>	<b>60</b>
4.4.1 A Estatística Descritiva .....	65
4.4.2 A Estatística Multivariada ACP e CLUSTER.....	65
<b>4.5 O BALANÇO DE MASSA .....</b>	<b>67</b>
4.5.1 Gradeamento (DROSTE 1997) .....	68
4.5.2 Desarenador .....	68
4.5.3 Reator UASB de Fluxo Ascendente .....	69
4.5.3.1 Matéria Orgânica .....	69
4.5.3.2 Estimativa da Carga Orgânica presente no Esgoto Bruto – CO eb .....	69
4.5.3.3 Estimativa de eficiência do reator .....	70
4.5.3.4 Cálculo da DQO teórica: .....	70
4.5.3.5 Avaliação da Produção de Metano .....	70
4.5.3.6 Avaliação na produção de lodo .....	70
4.5.3.7 Vazão de lodo .....	71
4.5.3.8 Leito de secagem .....	71
4.5.3.9 Cálculo do percolado que retorna a ETE:.....	71
4.5.3.10 Vazão do percolado no leito de secagem (desconsiderando a evaporação). .....	71
4.5.3.11 Estimativa da Quantidade de Cal para Higienização do lodo .....	71
<b>4.6 Levantamento dos custos mensais utilizados na ETE Sideral.....</b>	<b>72</b>
4.6.1 Verificação de custo com energia elétrica da Elevatória de Esgoto Bruto.....	72
4.6.2 Verificação de custo com a manutenção de pessoal na ETE.....	72
4.6.3 Verificação do custo na manutenção e monitoramento da ETE.....	72
<b>4.7. AMOSTRAGEM E ANÁLISES DAS VARIÁVEIS MONITORADAS NA ETE .....</b>	<b>73</b>
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>74</b>
5.1 Caracterização dos metais encontrados no esgoto bruto e tratado da ETE – Sideral via análise de componentes principais. ....	75
5.2 Caracterização dos metais encontrados no esgoto bruto e tratado da ETE – Sideral via análise de Agrupamento (Análise de Cluster). ....	79
5.3 Caracterização dos metais do lodo encontrados no esgoto da ETE – Sideral via análise de componentes principais. ....	81
5.4 Caracterização dos metais do lodo encontrados no esgoto da ETE – Sideral via análise de Agrupamento (Análise de Cluster). ....	83
5.5 Caracterização do esgoto bruto e tratado da ETE – Sideral via análise de componentes principais. ....	85

5.6 Caracterização do esgoto bruto e tratado da ETE – Sideral via análise de agrupamento (Cluster).....	87
5.8 Estimativa de Despesas para a Operação da ETE .....	90
5.8.5 Balanço de massa das unidades .....	92
<b>5.9 O BALANÇO DE MASSA NA GRADE PARA AS VAZÕES ENCONTRADA MÉDIA E MÁXIMA. ....</b>	<b>93</b>
5.9.1. Gradeamento da ETE Sideral .....	93
5.9.2. Desarenador da ETE Sideral.....	94
5.9.3. Medidor de Vazão da ETE Sideral .....	95
5.9.4. Estação Elevatória da Ete Sideral .....	97
5.9.5. O reator UASB manta de lodo da ETE Sideral .....	99
5.9.6. Leito de Secagem da ETE Sideral .....	102
5.9.7. Tratamento do Biogás.....	104
5.9.8 O Balanço de Massa. ....	105
<b>5.6.1 BALANÇO DE MASSA NO DESARENADOR PARA VAZÃO MÉDIA E MÁXIMA .....</b>	<b>105</b>
<b>5.6.2 O BALANÇO DE MASSA RELACIONADA À DQO DE ENTRADA E SAÍDA NO REATOR. ....</b>	<b>106</b>
<b>5.6.3 O BALANÇO DE MASSA RELACIONADA À DQO QUE SE TRANSFORMOU EM METANO .....</b>	<b>107</b>
<b>5.6.4 O BALANÇO DE MASSA RELACIONADA À DQO QUE SE TRANSFORMOU EM LODO.....</b>	<b>107</b>
<b>5.6.5 O BALANÇO DE MASSA DO LEITO DE SECAGEM DE LODO.....</b>	<b>108</b>
<b>5.10 Tabela resumo e desenho esquemático do balanço de massa das componentes da ETE Sideral.....</b>	<b>110</b>
6. CONCLUSÕES:.....	112
7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	114

## LISTA DE ABREVIATURAS

AME	Atividade Metanogenica Especifica
CAPES	Coordenação de aperfeiçoamento pessoal de nível
CAGEPA	Companhia de águas da Paraíba
COSANPA	Companhia de saneamento do Pará
CBM	Conjunto motor bomba
CEMA	Empresa ciência, tecnologia e meio ambiente.
DQO	Demanda química de oxigênio
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio
EGBS	Expanded granular sludgebed (leito de lodo granular expandido)
EXTRABES	Estação de tratamento biológico de esgoto
FAPESPA	Fundação de amparo à pesquisa do estado do Pará
OLR	Taxa de carregamento orgânico
PROSANEAR	Programa de Saneamento para a população de baixa renda
PROSEGE	Programa de Ação Social em Saneamento
PROSAB	Programa de pesquisa ao programa de saneamento básico.
SLR	Taxa de carregamento do lodo
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SD	Sólidos Dissolvidos
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	UpflowAnaerobicSludgeBlanket
UPF	Unidade de Peneiramento Forçado

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Desenho esquemático dos reatores anaeróbios de manta de lodo (a) e do reator anaeróbio híbrido (b) .....	10
Figura 2: Fluxograma com o aparato experimental do estudo .....	11
Figura 3: Vista dos reatores UASB e Híbrido .....	11
A Figura 4 nos apresenta detalhes e especificações do reator em forma de Y .....	13
Figura 5: Detalhes dos Reatores em estudo no Campus São Carlos SP.....	18
Figura 6: Demonstra o prédio administrativo da ETE Sideral. ....	57
Figura 7: Demonstra o reator UASB com suas 04 células .....	57
Figura 8: Demonstra o georeferenciamento da ETE Sideral.....	58
Figura 9: Fluxograma do projeto original das características da ETE Sideral.....	59
Figura 10: Autovalores versus Componentes Principais de metais ( afluente).....	76
Figura 11: Autovalores versus componentes (Efluente). ....	76
Figura 12: demonstram as 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para afluente do esgoto ETE-Sideral.....	78
Figura 13: demonstram as 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para efluente do esgoto ETE-Sideral.....	78
Figura 14 a) Dendrograma dos dados de afluente da ETE Sideral .....	80
Figura 15 b) Dendrograma dos dados de efluente da ETE Sideral .....	81
Figura 16: Autovalores versus Componente Principais. ....	82
Figura 17: 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para metal do lodo no esgoto ETE-Sideral .....	83
Figura 18: Dendrograma obtido pelo pela análise de agrupamento hierárquico.....	84
Figura 19: 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para caracterização do esgoto - Afluente.....	86
Figura 20: 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para caracterização do esgoto - Afluente.....	87
Figura 21: Formação do Dendrograma no Afluente da ETE Sideral.....	89
Figura 22: Formação do Dendrograma do Efluente da ETE Sideral .....	89
Figura 23: Demonstra as partes componentes do sistema de tratamento de Esgoto do Sideral, (a) grade e desarenador, (b) elevatória, (c) reator UASB, (d)Leito de secagem, (e) tratamento de gases e (f) Canal Massaquara. ....	92
Figura 24: A chegada do esgoto bruto no sistema de Gradeamento da ETE Sideral .....	94
Figura 25: O Desarenador da ETE Sideral .....	95
Figura 26: Desenho esquemático da calha Parshall.....	96
Figura 27: Tela principal do software Datalog.....	97
Figura 28: Apresenta Desenho esquemático da estação elevatória e seus principais componentes. ....	98

Figura 29: Apresenta em detalhes a estação elevatória: a) casa de bombas, b quadro de comando elétrico e c) conjuntos motor bombas. ....	98
As Figuras 301 A (reator UASB), B (caixa de distribuição de vazão) e C (coletor dos gases) apresentam alguns componentes os componentes principais do reator UASB em estudo.....	101
Figura 31: Demonstração de componente físicas da ETE Sideral a) reator UASB, b) calha de distribuição de vazão e c) canalização de captação de gases. ....	101
Figura 32: Desenho esquemático dos módulos do reator da ETE Sideral.....	102
Figura 33: Apresenta detalhes do Leito de secagem da ETE Sideral: a)Unidades de secagem do lodo da ETE; b) leito de secagem .....	103
Figura 34: Apresenta o tratamento dos gases e a sua queima: a) Reator biológico para tratamento de gases; b)Queimador de gases.....	104
Figura 35: Desenho esquemático do balanço de massa para vazão máxima de projeto .....	111
Figura 36: Desenho esquemático do balanço de massa para a vazão media de projeto.....	111

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores de concentrações de parâmetros no efluente de reatores UASB e a avaliação de remoção dos mesmos parâmetros para o mesmo reator. ....	
Tabela 2: Características do reator UASB com valores expressos em per capita .....	
Tabela 3: Comparação da composição de parâmetros de diferentes países. ....	15
Tabela 4: Apresenta a caracterização do efluente do reator UASB no mundo. ....	16
Tabela 5: São apresentadas as características físico-químicas do esgoto bruto e tratado de reatores UASB. ....	17
Tabela 6: Os resultados médios diários dos parâmetros analisados, de 11 amostragens do esgoto sanitário. ....	21
Tabela 7: Caracterização da fração mineral do Lodo em estudo.....	26
Tabela 8: Relação dos sólidos Orgânicos e sólidos Voláteis antes e depois da desidratação .....	26
Tabela 9: Caracterização do lodo em estudo .....	28
Tabela 10: Parâmetros minerais utilizados para a caracterização do Lodo. ....	29
Tabela 11: Características dos reatores .....	31
Tabela 12: Os valores de projetos adotados e utilizadas na ETE Sideral.....	60
Tabela 13: Apresentação das informações do processo de amostragem. ....	73
Tabela 14: Informações da Estatística Descritiva gerada com os dados da ETE Sideral.....	74
Tabela 15: Resultado das análises de componentes principais para a caracterização dos metais no afluente e efluente da ETE Sideral.....	75
Tabela 16: Correlação entre a 1º Componente Principal (Y1) e as Variáveis.....	77
Tabela 17: Resultados da Análise de agrupamento para a caracterização dos metais encontrado no esgoto bruto e tratado da ETE- Sideral.....	79
Tabela 18: Resultados das Análises de Componentes Principais para a caracterização dos metais do lodo encontrados no esgoto da ETE- Sideral.....	81
Tabela 19: resultados da análise de agrupamento para a caracterização dos metais no lodo encontrado da ETE Sideral.....	84
Tabela 20: Resultado das análises das Componentes Principais para a Caracterização do esgoto bruto da ETE Sideral - Afluente.....	85
Tabela 21: Resultado das análises das Componentes Principais para a Caracterização do esgoto bruto da ETE Sideral - Efluente .....	85
Tabela 22: Resultados da Análise de agrupamento para a caracterização do esgoto bruto e tratado da ETE- Sideral. ....	88
Tabela 23: Resumos da estimativa dos custos da ETE Sideral .....	90
Tabela 24: Características técnicas da grade da ETE Sideral e informações de projeto e medições realizadas in loco. ....	93
Tabela 25: características de projeto e na atualidade da caixa de areia da ETE.....	95
Tabela 26: são apresentadas as medidas da Calha Parshall adotadas no projeto original e apresentadas in loco.....	96
Tabela 27: Características físicas das câmaras do reator UASB. ....	100
Tabela 28: As condições operacionais da ETE Sideral segundo o projeto implantado na estação. ....	100

Tabela 2929: medidas de projeto e in loco do leito de secagem .....	103
Tabela 30: Características do balanço de massa de ETE Sideral .....	105
Tabela 31: Características do balanço de massa do Desarenador da ETE Sideral .....	105
Tabela 32: Balanço de massa que entra no reator. ....	106
Tabela 33: Balanço de massa que sai do reator. ....	106
Tabela 34: Quantificação da produção de metano do reator UASB.....	107
Tabela 35: Demonstra a produção de lodo no reator UASB .....	107
Tabela 36: Demonstra o balanço de massa para o leito de secagem da ETE Sideral levando em consideração a variação de vazão. ....	108
Tabela 37: demonstra o balanço de massa para p processo de higienização do Lodo .....	109
Tabela 38: Apresentação dos dados do leito de secagem da ETE Sideral .....	110
Tabela 39: Resumo do balanço de massa na Grade e Desarenador.....	110
Tabela 40: Resumo do balanço de massa no reator UASB e Leito de Secagem.....	111
.....	

# 1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de tecnologias para o tratamento de esgoto sanitário tem início a partir do final do séc. XIX com uma atenção aos sólidos sedimentáveis que eram amplamente originados nestes sistemas, porém os estudiosos não atentavam que estes sólidos representavam apenas  $1/3$  da carga orgânica e que os outros  $2/3$  estavam representados na forma solúvel e de coloides.

Como este sistema de tratamento não possibilitava o contato entre as frações não sedimentadas e as bactérias que estavam ativas no reator, a eficiência da remoção da matéria orgânica se dava apenas na ordem de 30 a 40%. Após a década de 20 observou-se que a baixa remoção da matéria orgânica se dava por conta de uma baixa atividade metabólica de bactérias anaeróbias e com isso seria necessário um tempo de detenção maior do afluente no reator.

Com os avanços dos estudos neste tipo de reatores, os pesquisadores perceberam que havia a necessidade de um maior contato do afluente com as bactérias que degradavam matéria orgânica e que o processo se tornaria mais eficiente se houvesse a imobilização desta biomassa, e concluíram que a inserção de lodo ativo no reator a massa bacteriana cresceria e haveria assim, uma digestão anaeróbia da matéria orgânica mais eficiente em termos de DQO.

Assim, surge à base do tratamento anaeróbio com reatores UASB de alta capacidade e eficiência na remoção de matéria orgânica devido ao contato da matéria orgânica e a massa bacteriana e remoção de matéria orgânica Van Haandel (2003)

Em 1980, Letinga e colaboradores desenvolveram o que hoje são os reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) basicamente para o tratamento de efluentes industriais, o qual se tornou um potencial sistema de tratamento de esgoto sanitário principalmente em regiões de clima quente. Porém estudos contínuos têm sido desenvolvidos e demonstrados que estes sistemas de tratamento quando devidamente projetados apresentam uma elevada capacidade de eficiência, porém geralmente não produzem efluentes compatíveis com as normas legais e regulamentadoras, necessitando assim de um pós-tratamento destes efluentes.

As estações de tratamento de esgoto basicamente são compostas por tratamento preliminar, primário e secundário, fato que não é diferente na ETE em estudo. E esta deverá apresentar eficiência em todas as suas componentes, para fazer jus ao seu nome e função.

Somente partir de da década de 1990 através de intervenções governamentais o esgotamento sanitário passa a existir no município de Belém, com a execução de obras de coleta e tratamento de esgoto dos programas: Programa de Recuperação da Bacia do Una (Projeto Una), Programa de Ação Social em Saneamento (PROSEGE); Programa de Saneamento para Populações de Baixa Renda (PROSANEAR). A área de trabalho desta pesquisa foi contemplada com as obras do PROSANEAR que foram iniciadas no ano de 1993 e concluídas em 1997, tendo os recursos de 50% financiados pelo BIRD, 25% provenientes da Caixa Econômica Federal (CEF) e 25% do Governo do Estado do Pará.

O programa PROSANEAR foi concebido com o objetivo de serem executados sistemas de abastecimento de água e de esgoto sanitário nos municípios de Belém e Ananindeua, pertencentes à RMB, tendo como área principal de acesso a Avenida Augusto Montenegro, pelas Rodovias Mário Covas e BR-316 e os limites fluviais são: as cabeceiras dos Igarapés Val de Cans, São Joaquim e Massaquara ou Rio Ariri e contemplou a população com a construção de quatro (04) estações de tratamento de esgoto: SIDERAL ou IPASEP, Coqueiro, Guanabara e Benguí. MENDES (2003).

Esta ETE foi projetada para atender diretamente a 04 setores e aproximadamente 19.816 habitantes, com a construção de 10.853m de rede básica, 26.096 m de rede condominial e 3.728 ligações em uma área de 129 ha. No sentido de avaliação dos aspectos técnicos, tanto de projeto quanto de operação e funcionamento das unidades que integram o fluxograma preliminar e secundário do tratamento de esgoto nas fases líquida e sólida da ETE Sideral o presente trabalho pretende quantificar mediante o balanço de massa, a produção de metano gerado e a produção de lodo gerado na ETE.

Assim como avaliar dados obtidos na caracterização da Estação de Tratamento de Esgoto sob a análise da estatística multivariada sob a visão da ferramenta da Análise das componentes principais PCA e análise de CLUSTER, nas unidades que integram o fluxograma tanto preliminar quanto secundário do tratamento de esgoto.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

- A realização do balanço de massa das unidades componente da estação de tratamento de esgoto ETE Sideral, a utilização da estatística multivariada como ferramenta de caracterização do esgoto bruto e tratado e a estimativa de custo mensal na operação da referida ETE.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Realizar o balanço de massa das unidades que compõe as unidades de tratamento do esgoto como o tratamento preliminar composto por grade e desarenador e o tratamento secundário composto por reator UASB assim como o Leito de Secagem do lodo.
- Caracterizar o esgoto bruto e o efluente tratado em termos físico-químico, microbiológico e de metais utilizando a técnica da estatística multivariada através das ferramentas de Análise das componentes principais – PCA e Análise de cluster.
- Caracterizar o lodo gerado em termos de metais utilizando a técnica de análise multivariada através das ferramentas: PCA e Analise de Cluster
- Estimativa de custo mensal utilizado na manutenção e operação da referida ETE.

### 3. REVISAO DA LITERATURA

#### 3.1. A INFLUÊNCIA DA CARGA HIDRÁULICA NO DESEMPENHO DO REATOR UASB TRATANDO ESGOTOSANITÁRIO

Sob este tema serão relatadas informações sobre estudos que atuaram sobre as influencia das variações de cargas hidráulicas diretamente nos reatores UASB que tratam esgoto sanitário.

O bom funcionamento do reator depende inicialmente de uma vazão constante, e que se houver uma variação brusca de vazão pode ocorrer à lavagem do lodo e o carregamento deste para fora do reator, dificultando assim o processo de sedimentação e o crescimento celular ou se houver uma interrupção nesta vazão poderá ocorrer um grande adensamento do leito de lodo no fundo do reator, provocando barreiras e caminhos preferenciais no leito de lodo.

Os reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (UASB) têm como parâmetros de processo o controle de tempo de detenção de sólidos, tempo de detenção hidráulica, as cargas volumétricas orgânicas e hidráulicas e a velocidade ascensional. A massa de sólidos na manta de lodo são parâmetros de controle do tempo de residência celular e serve para a caracterização da atividade metanogênica do processo anaeróbio (Carvalho, 2006).

A retenção de sólidos na manta de lodo é diretamente influenciada pela velocidade ascensional dos esgotos e pelas características de sedimentação dos flocos/grânulos de lodo. Esta velocidade ascensional pode apresentar dois efeitos opostos. Velocidades mais elevadas promovem o aumento da colisão entre os sólidos suspensos afluentes e a manta de lodo, permitindo a adsorção e a captura destes, além de facilitar a separação das bolhas de gases formadas na superfície da biomassa. Inversamente, velocidades mais elevadas tendem a aumentar a força hidráulica de cisalhamento, possibilitar a desagregação dos sólidos capturados, e conseqüentemente, reduzir a sua capacidade de sedimentação e de permanência na manta de lodo (Mahmound, 2003).

PEÑA, *et al*(2006) pesquisaram a dispersão e análise de desempenho de um tratamento reator UASB, com diferentes taxas de aplicação hidráulica, em Ginebra, Valle Del Cauca, Sudoeste da Colômbia. Todos os resultados desta pesquisa passaram por um processo estatístico de qualidade.

O reator utilizado neste estudo apresentava um volume de 296m<sup>3</sup> com quatro câmaras de digestão anaeróbia, a pesquisa foi dividida em quatro fases de acordo com os tempos de detenção hidráulica e vazão que foram para 1º fase 10h e Q de 7,7 L/h, para a fase 2º 8h e Q de 9,7 L/h na fase 3º 6h e Q de 12,8 L/h e 4º e última fase 5h e Q 15,5 L/h, respectivamente. O pH e a temperatura foram mantidos constantes com ajuda de dispositivos. Os parâmetros físico-químico analisados foram DQO<sub>total</sub> DQO<sub>filtrada</sub> SST e SS.

O estudo da dispersão adotada para cada fase foi realizado em duplicata com CILi os dados foram trabalhados estatisticamente o que garante que o reator apresentou zonas de curto circuito de grande intensidade o que acabou atingindo diretamente a eficiência do reator demonstrados nos parâmetros físico-químicos analisados.

Na fase 1 e 2 houve uma melhoria, apresentaram-se zonas de curto circuito porém de menor intensidade.

A fase de maior eficiência com relação à carga hidráulica se mostrou na fase três onde apesar da variação no carregamento hidráulico ter alterado o desempenho do processo apresentou-se uma maior eficiência nos dados experimentais o que revelou uma zona ideal hidráulica falando para se operar um reator.

CARVALHO *et al* (2008) estudando o comportamento hidrodinâmico de um reator UASB em escala piloto, confeccionado em PVC com 1,86m de altura, 300 mm de diâmetro e volume total de 16L, inoculado com 55L de lodo granular, alimentado com esgoto doméstico e operado por 01 ano. A DQO média de 630 mg.L<sup>-1</sup>, onde foram analisados os seguintes parâmetros: DQO<sub>Bruta</sub>, DQO<sub>filtrada</sub>, pH, Ácidos voláteis, alcalinidade total e a série de sólidos.

A pesquisa foi dividida em 03 etapas: a etapa 01 operou por 309 dias consecutivos com uma Q de 16 L/h, TDH de 10h e velocidade ascensional de 0,23m.h<sup>-1</sup>, a 2º operou por 34 dias consecutivos com uma Q de 17,5L/h, TDH de 9h e velocidade ascensional de 0,25m.h<sup>-1</sup>, a 3º operou por 27 dias consecutivos com uma Q de 18,3L/h, TDH de 8h e velocidade ascensional de 0,26m.h<sup>-1</sup>.

O estudo do comportamento hidrodinâmico também foi desenvolvido em três etapas e utilizado eosina Y (traçador-corante) e foi verificado que ao comparar o tempo de detenção hidráulica teórico com o determinado pelas curvas de DTR obtidas experimentalmente, observou-se um atraso de aproximadamente 50% da resposta do traçador que poderia indicar existência de zonas mortas hidrodinâmicas no interior do

reator. O fenômeno de cauda observada nas curvas obtidas é pode ser resultante da difusão do traçador nessas zonas mortas e de sua lenta liberação.

Apesar da aplicação das variações senoidais cíclicas de 40% e 60% os parâmetros tempo de detenção hidráulica e grau de mistura do reator não apresentaram diferenças significativas quando comparados àqueles parâmetros obtidos para vazão média fluente constante.

Na avaliação hidrodinâmica constatou-se que o reator UASB apresentou comportamento próximo ao de reator de mistura completa com aproximadamente 4 ou 5 reatores de mistura completa em série, para o ensaio sem variação de vazão afluyente.

Com o aumento da amplitude da variação da vazão afluyente do reator constatou-se que o comportamento do reator se aproxima de um reator de fluxo pistonado.

VERSIANI *et al* (2003) desenvolveram um estudo que teve como objetivo a avaliação de fatores associados ao desempenho de um reator UASB, submetido a diferentes condições operacionais e aplicado ao tratamento de esgotos tipicamente doméstico.

A pesquisa foi desenvolvida nas instalações do Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ (CETE Poli/UFRJ). Localizado na Cidade Universitária - Rio de Janeiro, o CETE Poli/UFRJ. A unidade foi operada e monitorada por um período de 270 dias delineados em quatro fases operacionais segundo os seguintes tempos de detenção hidráulica: 9, 7, 5 e 3 horas.

Por meio do teste estatístico t-student para comparação de resultados, verificou-se que a Fase III (TDH 5 horas) foi a que apresentou melhor desempenho somente em termos de eficiência média de remoção de DQO (81%) e SST (89%), em relação às Fases I (TDH 9 horas) e II (TDH 7 horas); e em termos de DBO (80%), melhor desempenho em relação à Fase IV (TDH 3 horas). O incremento da velocidade ascensional resultou em menores eficiências de remoção, havendo a indicação de que o aumento da força de cisalhamento tenha promovido à desagregação dos sólidos na manta de lodo.

Mesmo se tendo observado concentração superior a 10% de sólidos totais na manta de lodo, os resultados do processo foi considerados satisfatórios pelos autores que observaram índice de 100% de atendimento ao padrão de lançamento de 60mg/L de DBO e de SST, em ambos os casos e fases, com exceção da concentração efluente de DBO da Fase I. A caracterização da espuma também foi apresentada e foi constatando a necessidade do condicionamento adequado desse material.

### 3.2. A INFLUÊNCIA DA CARGA ORGÂNICA NO DESEMPENHO DO REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Grandes variações na concentração de matéria orgânica efluente podem afetar adversamente a eficiência do reator UASB, pois o efeito dessas variações que são características e parâmetros de operação do reator em termos de TDH, TDC, projeto e configuração, da intensidade e duração das variações e das propriedades do lodo. No entanto, não existe uma relação muito clara entre os parâmetros antes mencionados e o comportamento do reator UASB operando sob variações ambientais (PELAEZ, 2007).

As variações das cargas hidráulicas e diluição de matéria orgânica provocam flotação dos grânulos, geração de odores e alta concentração de sólidos suspensos no efluente, levando a uma queda na eficiência do reator UASB e acarretando o lançamento com níveis inapropriados de contaminantes aos corpos receptores (CARVALHO, 2005).

LEITÃO (2004) avaliou o comportamento de 11 reatores UASB em escala piloto cada um com volume de 120L, baseado na eficiência de remoção de DQO, variabilidade do efluente e a estabilidade operacional e do pH, após a fase de alcance do estado estacionário dos reatores.

O experimento foi realizado com 3 (três) conjuntos de reatores, sendo o 1º conjunto formado por 5 reatores operados com o TDH de 6 h e alimentados com diferentes concentrações de esgoto doméstico que antes passaram por um sistema de peneiramento. As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO que alimentaram o primeiro conjunto foram  $(92 \pm 10 \text{ mg/L})$ ,  $(195 \pm 15 \text{ mg/L})$ ,  $(298 \pm 19 \text{ mg/L})$ ,  $(555 \pm 36 \text{ mg/L})$  e  $(816 \pm 45 \text{ mg/L})$ .

Para o segundo conjunto composto por 4 reatores foram destinadas uma mesma concentração de DQO afluente de 800 mg.L, porém operados com diferentes TDH de 6h, 4h, 2h e 1 h respectivamente. O terceiro conjunto de reatores também composto por 2 reatores operados com diferentes taxa de carregamento orgânico (TCO) ( $\sim 3,3 \pm \text{kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ) e TDH idênticas as aplicadas no segundo conjunto de reatores.

O autor observou um decréscimo na eficiência na remoção da matéria orgânica nos reatores alimentados com DQO inferior a  $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . Para os reatores alimentados com DQO superior a  $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , as máximas eficiências foram alcançadas tanto para a remoção de DQO bruta com 59% quanto para a DQO sedimentada de 77%.

Mesmo alimentado com baixa concentração ( $92 \pm 10 \text{ mg.L}^{-1}$ ) o reator foi capaz de remover aproximadamente 66% da DQO sedimentada devido a elevada eficiência de remoção de SS que foi de 97%. Porém as baixas concentrações do substrato tenham causado variações na eficiência com reator com eventuais arrastes de sólidos no efluente, na variabilidade da DQO sedimentada no efluente e na eficiência de remoção de DQO.

As eficiências de remoção de DQO e de SS aumentaram com o aumento do TDH de 1 para 6h, porém os menores TDH causaram um arraste no lodo efluente, diminuindo a eficiência de remoção de SS de 93% (TDH de 6h) para 60% (TDH 1h). Além disso, os menores tempos de contato e de retenção celular acarretaram em hidrólise incompleta do substrato. Os resultados também mostraram que a eficiência de remoção de DQO sedimentada se tornou constante e igual a 77% para valores de TDH superiores a 4h.

Os experimentos mostraram que para um TDH de 6 h, os reatores UASB mantiveram aproximadamente a mesma eficiência de remoção de DQO independentemente da concentração do substrato. De acordo com o autor a estabilidade do pH não foi característica do sistema anaeróbio aplicado, mas das características da água residuária. Algumas evidências de instabilidade do pH foram apenas notadas em condições operacionais extremas, tais como TDH de 2h ou concentração do substrato menor que  $200 \text{ mg.L}^{-1}$ .

OLIVA (1997), com o objetivo de avaliar os efeitos das sobrecargas hidráulicas no tratamento de esgoto sanitário e a continuidade dos possíveis efeitos destas sobrecargas por meio de simulação de variação de vazão estudou um reator UASB que tratava o esgoto sanitário proveniente da cidade de São Paulo-SP.

Após alcançar o estado de equilíbrio dinâmico aparente, o reator foi operado com TDH de 8h, vazão afluente de  $2,25 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , taxa de aplicação volumétrica mediante  $2,7 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$  e taxa de carregamento orgânica média de  $48 \text{ kgDQO} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^{-3}$ . Sob estas condições operacionais, o reator apresentou eficiência média de remoção de 71% a 83% para DQO bruta e 91% para DQO filtrada.

A autora ainda realizou ensaios de respostas dinâmicas com aplicação de sobrecargas hidráulicas de cinquenta por cento ( $3,4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ) em relação à vazão normal de operação ( $2,25 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ), verificando-se que esse pulso de vazão não causou resposta significativa e imediata no desempenho do processo. A autora observou ainda que, logo após a aplicação do pulso não ocorreram picos sistemático de vazão pela manhã, porém

picos superiores de DQO afluente no período da tarde em relação aos verificados no período da manhã, As eficiências medias obtidas para remoção de DQO variaram de 76% a 86% às 9h, de 74% a 80% às 12h, de 62% a 75% às 17h e de 61% a 75% às 20h.

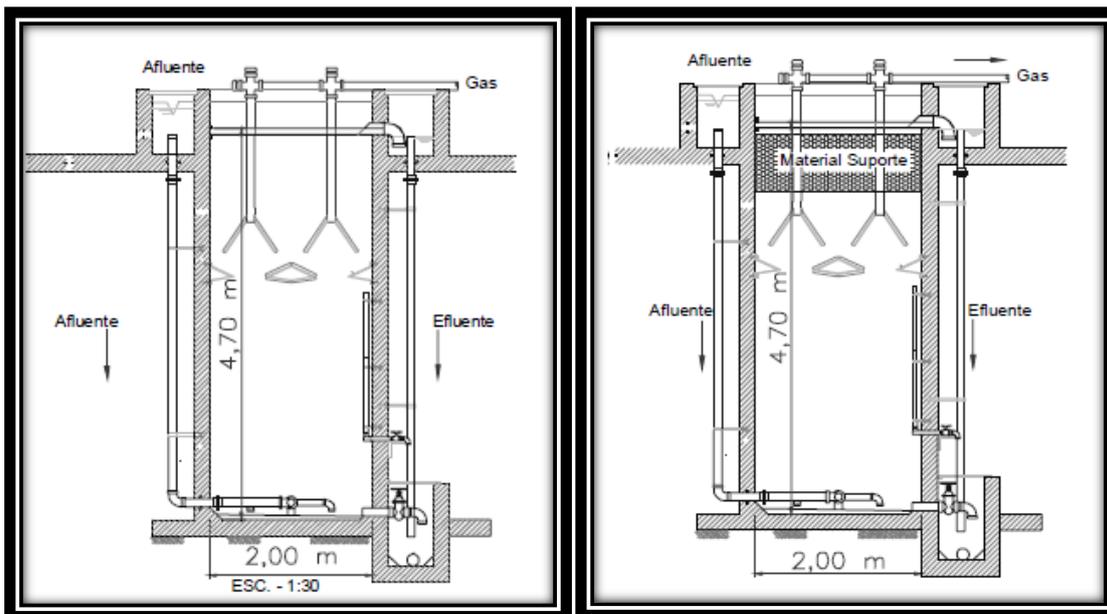
Também foram realizados ensaios de resposta dinâmica com aplicação de sobrecargas hidráulicas de com pó cento ( $4,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ), que provocou o aumento de DQO afluente inicial durante os 15 minutos após a aplicação, acarretando em arraste de solido no efluente do reator. Esse aumento continuou até que o pulso fosse finalizado. A confiabilidade do sistema de tratamento foi destacada por maio das eficiências médias obtidas para a remoção de DQO variando 68% a 83% às 9h e de 61% a 76% às 13h, que indicaram sua capacidade de amortecimento as sobrecargas impostas.

### 3.3. CONFIGURAÇÕES GEOMÉTRICAS DO REATOR UASB

Baseados na proposta e por desenvolvida por MAXHAMET *et al* (1991) de que os reatores anaeróbios tipo UASB híbridos melhoram a retenção física do material particulado no sistema de tratamento de esgoto sanitário e o seu desempenho na remoção de matéria orgânica, muitos pesquisadores vem ao longo do tempo desenvolvendo estudos baseados no “design” destes reatores para a constatação e aprimoramento desta ideia.

PASSIG *et al* (2005) construíram, nas dependências do Campus da USP em São Carlos, dois reatores de secção quadrada com volume útil de  $18,8\text{m}^3$  (cada um) sendo: um reator UASB convencional e outro, um reator híbrido dotado de dispositivo no terço superior, onde foi inserido o material suporte constituído de anéis de polietileno estes foram alimentados com esgoto sanitário o qual recebeu um pré-tratamento constituído apenas por gradeamento, caixa de areia e caixa de gordura.

Cada um dos reatores foi inoculado com  $4 \text{ m}^3$  de lodo, oriundo de reatores UASB da Estação de Tratamento de Esgoto Flores – Rio Claro /SP. Após 80 dias os reatores UASB e UAHB atingiram o estado de equilíbrio dinâmico, como verificado na Figura 01.



**Figura 1: Desenho esquemático dos reatores anaeróbios de manta de lodo (a) e do reator anaeróbio híbrido (b)**

Fonte: Adaptado de PASSIG *et al* (2005)

No processo de caracterização deste esgoto foi encontrado valores de DQO de  $566 \pm 216 \text{mg.L}^{-1}$ , DBO de  $307 \pm 103 \text{mg.L}^{-1}$ , havendo uma relação entre as médias de DBO e DQO de 0,54. Neste estudo os autores observaram que durante a operação dos reatores com TDH médio de 6 horas e velocidade ascensional média de  $0,78 \text{m.h}^{-1}$ , o reator híbrido apresentou desempenho semelhante ao do reator UASB. Com o aumento da velocidade ascensional média para  $1,17$ ,  $1,56$ , e  $1,9 \text{m.h}^{-1}$ , através da recirculação do efluente, e manutenção do TDH em 6 horas, houve uma maior retenção física dos sólidos no reator híbrido, levando a um desempenho levemente superior, quando comparado ao reator UASB.

PAULA *et al* (2007) pesquisaram dois reatores UASB idênticos, em escala piloto, na ETE Experimental UFMG/COPASA, localizada na ETE Arrudas, na região metropolitana de Belo Horizonte. Os reatores foram construídos em aço e possuíam um volume inicial de  $11,3 \text{m}^3$ .

Foram projetados com flexibilidade para teste de diferentes configurações de separadores trifásicos e compartimentos de digestão. Um dos reatores teve a zona de sedimentação preenchida com meio suporte plástico, formado por aparas de conduíte de 3 cm de comprimento e 1" de diâmetro, dispostas aleatoriamente, constituindo o reator híbrido.

As unidades foram alimentadas com esgotos domésticos provenientes do tratamento preliminar da ETE Arrudas MG como podemos observar no aparato experimental da Figura 02 e 03.

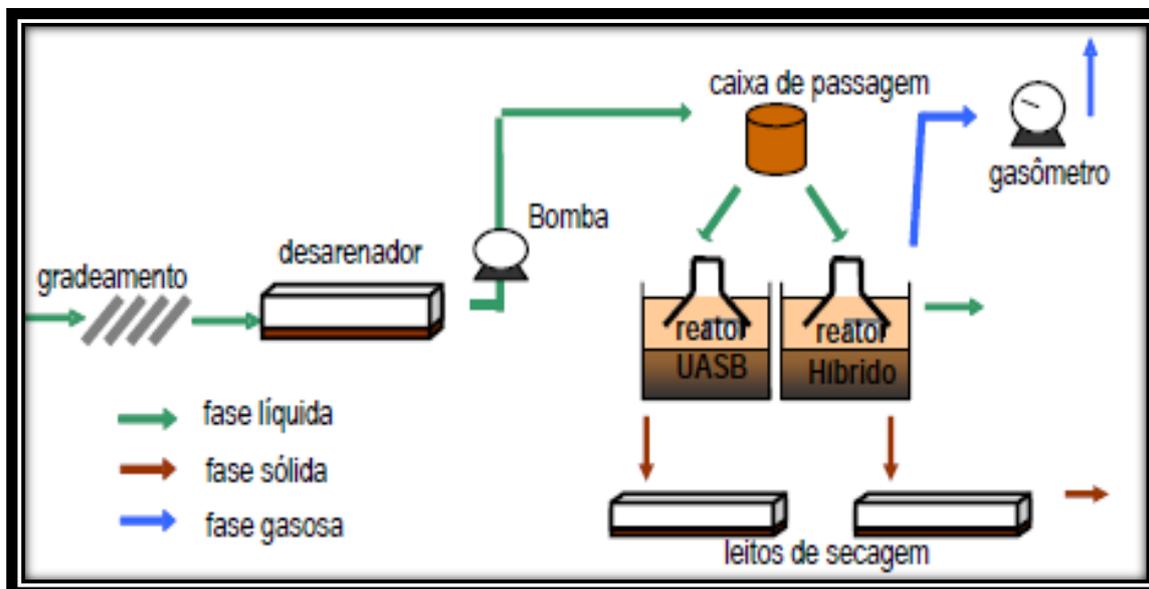


Figura 2: Fluxograma com o aparato experimental do estudo

Fonte: Adaptado de PAULA *et al* (2007)



Figura 3: Vista dos reatores UASB e Híbrido

Fonte: Paula *et al*(2007)

O estudo foi dividido em duas fases para tempos de detenção hidráulicas diferentes, na fase 01 foi utilizada um TDH de 7h e velocidade ascensional de  $0,71\text{m.h}^{-1}$  com duração de funcionamento de aproximadamente 86 dias e a fase 2 com um TDH de 5h e velocidade ascensional de  $1,10\text{m.h}^{-1}$ . Ambas com vazão constante.

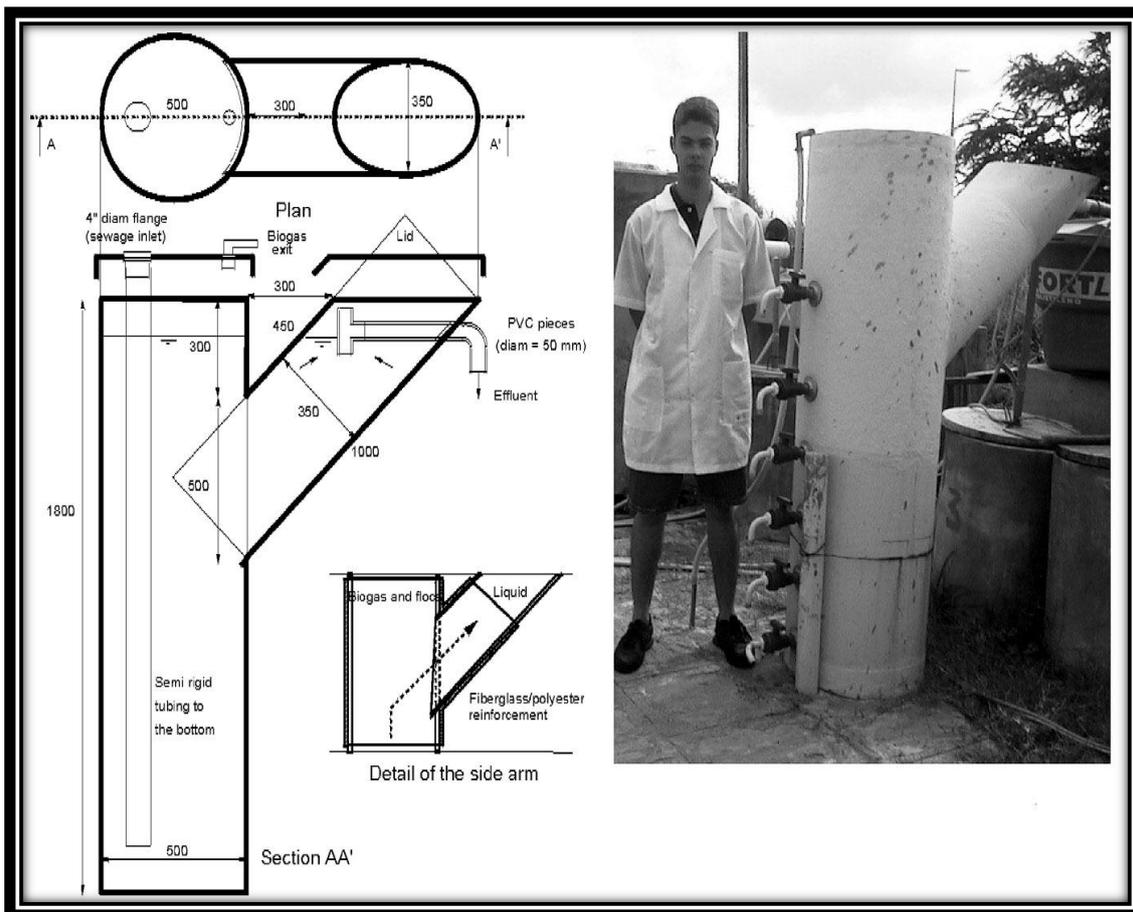
Os autores perceberam que houve na fase 1 melhor desempenho pelo reator híbrido, em relação ao reator UASB, com melhora significativa na qualidade do seu efluente, em termos das concentrações de SST e SSV e eficiências de remoção de DQO, SST e SSV significativamente superiores como as médias das concentrações efluentes de DQO e SST passaram de 144 e 60 para 120 e  $35\text{mg. L}^{-1}$ , respectivamente, levando a um aumento da eficiência média de remoção de DQO e SST de 10 e 15%. Na fase 2 da pesquisa, na qual os reatores foram operados com TDH de 5,0h e velocidade ascensional de  $1,10\text{m.h}^{-1}$ , foi observada uma queda no desempenho de ambos os reatores, quando comparados à primeira fase da pesquisa em decorrência do maior arraste de sólidos suspensos. No entanto, também nesta fase, foram observados benefícios da hibridização do reator.

COELHO *et al*(2003) objetivando avaliar a conveniência de substituir o tanque séptico clássico por um reator UASB com maior eficiência, não só a qualidade do efluente, mas também aspectos como custo e simplicidade de construção e manutenção.

Os autores propuseram em seus estudos um reator anaeróbio manta de lodo (UASB) em forma de Y paralelo a um sistema de tanque séptico para o tratamento de esgoto que recebia contribuição de uma única família.

O reator UASB apresentou um volume de 380 L e foi construído com dois tubos de PVC, ligados com fibra de vidro reforçado com poliéster. O tubo de PVC vertical tem uma altura de 1,80 m. O outro tubo foi colocado sob um ângulo de  $45^\circ$  foi construído um separador de fase que diferiram a partir do modelo clássico: duas partes, uma para o gás-líquido e gás-sólido separação no topo da seção vertical da unidade e outra para separação líquido sólido, no braço ao lado. O lodo sedimentado deslizava de volta para a zona de digestão, mantendo assim sempre uma massa de lodo no reator.

As dimensões básicas do tanque séptico eram de  $2,0 \times 0,75 \times 1,2 \text{ m}^3$  e apresentava um volume útil de 1.800 L, o mínimo necessário de acordo com normas brasileiras. Foi construído em alvenaria com PVC de entrada e saída tubos com diâmetro de 100 mm.



A Figura 4 nos apresenta detalhes e especificações do reator em forma de Y  
 Fonte: Coelho *et al* (2003).

A operação das duas unidades foi iniciada sem inoculação e esgoto bruto foi repassado às unidades, a uma vazão constante de 720 L/d de modo que os tempos de retenção foram de 2,5d para a TS e de 0,5d para o reator UASB. Os autores perceberam que mesmo com um TDH de 0,5d o reator UASB apresentou uma maior eficiência no sistema de remoção de DQO de 75% e SST de 75% no TS par a DQO 85% e SST de 95% no UASB.

Assim a como a necessidade de uma menor área, dimensões, material usado na construção do reator e a inexistência de retirada do lodo em excesso do TS fazem com que a operação e a manutenção do reator UASB se torne muito mais simples e menos onerosa do que a do tanque séptico.

### 3.4. QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE DO REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.

Este tópico será basicamente desenvolvido por estudos de revisão bibliográfica de autores conceituados que se propuseram a verificar a estudar a caracterização e composição dos efluentes de reatores UASB no mundo.

Em um estudo de revisão intitulado Opções de pós-tratamento anaeróbio de esgoto domestico (CHERNICHARO, 2006) demonstrou em sua pesquisa diversos valores de concentrações de parâmetros no efluente de reatores UASB e a avaliação de remoção dos mesmos parâmetros para o mesmo reator, como apresentado na Tabela 01.

Em seus estudos relata também a cerca das limitações do sistema de tratamento anaeróbio de esgoto, limitações estas referentes à matéria orgânica em termos de DBO, em termos de nutrientes (Nitrogênio e Fosforo), assim como limitações com relação aos indicadores microbiológicos. Cita ainda sobre a possibilidade de combinações sistemas de tratamento (anaeróbio/aeróbio) e da ênfase as opções de pós-tratamento de efluentes domésticos.

**Tabela 1: Valores de concentrações de parâmetros no efluente de reatores UASB e a avaliação de remoção dos mesmos parâmetros para o mesmo reator.**

	Variáveis							
	DBO <sub>5</sub>	DQO	SST	Amônia	N total	P total	CF	Helmintos
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(FC 100ml)	(ovo/l)
	70-100	180-270	60-100	>15	>20	>4	10_6-10-7	>1
	Avaliação na eficiência de remoção							
Reator UASB	DBO <sub>5</sub>	DQO	SST	Amônia	N total	P total	CF <sub>(Log)</sub>	
	(%)	(%)	(%)	(%l)	(%)	(%)		
	60-75	55-70	56-80	<50	<60	<35	1-2	

Fonte: adaptado de Chernicharo (2006) a

As caracterizações dos parâmetros de efluente em reatores UASB assim como a avaliação na eficiência de remoção dos mesmos parâmetros estão bem demonstradas na Tabela 02 os autores enfatizam outras características, como área pra construção do reator, custos de construção e manutenção.

**Tabela 2: Características do reator UASB com valores expressos em per capita**

Reator UASB	Área Requerida (m <sup>2</sup> /hab.)	Volume do lodo		Custos	
		Tratado (L/hab. Ano)	Descartado	Construção (US\$/hab.)	Operação e manutenção (US\$/hab. Ano).
	0.03-0.10	70-22	10-35	12-20	1-1.5

Fonte: adaptado de Chernicharo (2006)b

Em outra revisão estudada por SEGHEZZO *et al* (1998) fica demonstrado na Tabela03 um comparativo da composição de parâmetros que compõe o esgoto sanitário em diferentes países: Brasil, Colômbia e Suíça.

**Tabela 3: Comparação da composição de parâmetros de diferentes países.**

Parâmetro	Brasil	Colômbia	Suíça
Sólidos sedimentados (mg/I <sup>-1</sup> )	8.2		
Sólido suspenso total (mg/I <sup>-1</sup> )	429	215	
Sólido suspensos Fixo (mg/I <sup>-1</sup> )	177	106	
Sólido suspensos voláteis (mg/I <sup>-1</sup> )	252	107	
BOD (mg/I <sup>-1</sup> )	368	95	231
COD (mg/I <sup>-1</sup> )	727	267	520
Nitrogênio total (mg/I <sup>-1</sup> )	44	24	45
N Orgânico (mg/I <sup>-1</sup> )	10	7	
Amônia (mg/I <sup>-1</sup> )	34	17	
Fósforo total (mg/I <sup>-1</sup> )	11	1.3	18
Ortofosfato (mg/I <sup>-1</sup> )	8		14
Escherichia coli (n° em100 ml)	4x10 <sup>-7</sup>		
Sulfato (mg/I <sup>-1</sup> )	18		15
Cloreto (mg/I <sup>-1</sup> )	110		
Alcalinidade (mg/I <sup>-1</sup> )	388	120	350
Cálcio (mg/I <sup>-1</sup> )	110		4
Magnésio (mg/I <sup>-1</sup> )	105		2

Fonte: adaptado de SEGHEZZO (1998) a

Além de apresentarem um resumo da operação dos reatores UASB relatarem as vantagens e desvantagem do tratamento de esgoto com reatores UASB os autores ainda nos apresentam informações sobre a caracterização do efluente de reatores UASB no mundo, assim como oferece informações sobre as diferentes temperaturas e comportamento do efluente, como podemos observar na Tabela 04.

**Tabela 4: Apresenta a caracterização do efluente do reator UASB no mundo.**

Região	Vol. (m <sup>3</sup> )	Temp. (°C)	Concentração no efluente				TD H (h)	Eficiência de remoção			Tempo de estudo(m)
			DQO (mg/l)	DBO (mg/l)	SST (mg/l)	DQ O (%)		DB O (%)	SS T (%)		
Á. do Sul	0-008	20	500	148		24	90	49	60-65	1	
México	0-110	12-18	465	-	154	12-18	65	-	73	>12	
Itália	336	7-27	205-326	55-153	100-250	12-42	31-56	40-70	55-80	12	
Índia	1200	20-30	563	214	418	6	74	75	75	12	
Indonésia	0-86	-	-	-	-	360	90-93	92-95	93-97	60	
Tailândia	0-030	30	450-750	-	-	3-12	90	-	-	4	

Fonte: adaptado de SEGHEZZO (1998)

Talvez possamos justificar que a diferença de comportamento do efluente com relação à temperatura se dê por conta das velocidades e intensidades das reações químicas e bacteriológicas ocorridas no reator.

AIYUK *et al*(2006), em seus estudos sobre o tratamento anaeróbico de esgoto pra região de clima quente relatam que a temperatura das localidades onde os estudos foram realizados influencia de forma considerável na remoção dos parâmetros, ou seja, quanto maior a temperatura maior a eficiência no tratamento do esgoto a ser tratado e comprovam esta informação na Tabela 05.

**Tabela 5: São apresentadas as características físico-químicas do esgoto bruto e tratado de reatores UASB.**

Tempo do estudo (d)	Vol. do reator (L)	TDH (h)	Tipo de Inoculo	Esgoto Bruto				Afluente com Pré-Tratamento			Efluente do UASB		
				DQO KG/m <sup>3</sup> d	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	SS (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	SS (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	SS (mg/L)
82	1.2	1.25	Lodo de UASB	1.4	268	139	128	130	110	15	61		
700	500	0.43	Lodo de esgoto		224	92	133	153	110	79	69	42	27
300	2.1	1	Lodo de UASB	0.7	522	154	200	140	115	3	53	45	35

Fonte: adaptado de Aiyuket *al* (2006)

### 3.5. FRACIONAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA NO REATOR UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

MENDONÇA *et al*(2005) pesquisaram a aplicabilidade do reator anaeróbio de leito expandido em escala plena no Pré-tratamento de esgoto sanitário. A pesquisa foi realizada nas dependências do Campus da USP em São Carlos durante o período de 1997 a 2004.

Os autores utilizaram duas unidades diferentes de tratamento de esgoto sanitário em escala piloto com 32m<sup>3</sup> e outra plena com 160m<sup>3</sup>, aqui denominados de R1 e R2. Ambos os reatores foram construídos para operarem com duas zonas distintas, de reação e de decantação, como apresentado na Figura 05 abaixo.



**Figura 5: Detalhes dois Reatores em estudo no Campus São Carlos SP.  
Fonte: Adaptado de Mendonça (2005)**

O reator R1 em formato cilíndrico destina-se à degradação do material orgânico, formação do biofilme e produção do biogás; a segunda também cilíndrica, porém com

maior diâmetro é responsável pela separação das biopartículas e decantação do efluente e esta situada na parte superior do reator.

Nesses reatores o leito suporte para desenvolvimento do biofilme é composto por carvão ativado granular (CAG - tamanho efetivo de 1,80 mm, diâmetro equivalente de 2,09 mm, coeficiente de desuniformidade de 1,22 e massa específica de 1,795 g.cm<sup>-3</sup>).

Ressalta-se aqui que os reatores R1 e R2 em questão foram operados com 5 m e 6 m, respectivamente, de leito e não com a altura total viável de 10 e 11 m, respectivamente.

O reator R1 foi construído em aço carbono zincado a quente, a qual se encontra em operação há 7 anos (Mendonça *et al.*, 2004).

O reator R2 é parte integrante da estação de tratamento de esgoto (ETE) do Campus da USP em São Carlos, o qual fora dimensionado com a flexibilidade operacional de funcionar sob condições anaeróbia e aeróbia distintas ou anaeróbia-aeróbia conjunta. Esse reator foi construído em concreto armado, e teve sua operação iniciada em julho de 2003.

O trabalho objetivou avaliar o desempenho em termos de remoções da matéria orgânica (DQO e DBO), de sólidos suspensos totais (SST), produção de lodo observada e características do efluente produzido pelos reatores R1 e R2.

Para o fracionamento do material orgânico afluyente, utilizou-se metodologia proposta por FRANCINETE *et al.* (2002). O cálculo se dá com base no balanço de massa das frações de material orgânico presente no efluente (mSe), do convertido em lodo (mSx) e do material orgânico digerido (mSd).

O fracionamento da matéria orgânica residual foi feito com base nas reações estequiométricas de oxidação das parcelas correspondentes aos valores médios de Ácido Acético, Sulfato (considerando o  $\text{SO}_4^{2-}$  reduzido a  $\text{S}^{2-}$ ), Sulfeto, SSV e Metano (considerando a solubilidade na fase líquida) convertidas a DQO.

A seleção dessas substâncias para o fracionamento da matéria orgânica residual presente no efluente se deu pela facilidade de realização dessas determinações analíticas e por serem esses os principais produtos das rotas de degradação da matéria orgânica a metano.

Como resultado de fracionamento de carga orgânica nestes reatoresos autores observaram que o R2 apresentou redução da fração de material orgânico convertido em lodo e incremento do material digerido, quando comparado com o reator R1.

Com relação à DQO residual presente no R1 verificou-se a redução na fração de DQO correspondente a matéria orgânica particulada e aumento da fração dissolvida.

O melhor desempenho do reator R2 em relação ao R1 com relação aos fracionamentos da matéria orgânica devem-se provavelmente segundo os autores a quantidade de material suporte presente na zona de reação do reator R2, que seguramente proporcionou uma melhor otimização entre a área disponível para o crescimento microbiano e as cargas orgânicas e hidráulicas empregadas nestas unidades.

OLIVA (1997) em seus estudos realizou uma pesquisa em um protótipo de reator UASB que tratava esgoto sanitário, construído em fibra de vidro, no Campus da USP- São Carlos – S. Paulo e apresentava um volume de 18m<sup>3</sup>.

O estudo foi realizado em duas fases: na primeira foi realizada a caracterização do esgoto por um período de três meses com um TDH de 16h, as características gerais do esgoto sanitário em média apresentaram variações bastante acentuadas durante o dia e em diferentes dias da semana o que não foi empecilho para a caracterização do esgoto. Na segunda fase que teve duração de 5 meses com TDH de 8h, monitorou-se o desempenho do reator UASB. A Série de sólidos e Ácidos Voláteis foi analisada ao longo da altura do reator, para o acompanhamento do desenvolvimento da manta de lodo, durante este período.

Como resultado apesar das variações das médias mensais afluentes de parâmetros como DQO, e DBO, e da diminuição do TDH ao longo dos meses de acompanhamento de 16 para 8 horas, as médias mensais efluentes se mantiveram relativamente constantes como podemos observar na Tabela 06. As médias de eficiência de remoção de DQO, e DBO foram 74, e 75% respectivamente, e para TDH de 8 horas essas remoções foram sempre superiores a 77%.

Isto indica que o sistema consegue absorver as flutuações encontradas nas características do afluente com relação a esses parâmetros. Através da verificação da variação do desempenho do reator ao longo do dia e ao longo da semana, concluiu-se que, em geral, as médias semanais dos parâmetros analisados possuem a mesma ordem de grandeza.

Pode-se concluir de maneira geral que o reator de manta de lodo recebe um afluente muito variável em termos qualitativos, tendo a capacidade de amortecer essas variações, como demonstrado na Tabela 06.

**Tabela 6: Os resultados médios diários dos parâmetros analisados, de 11 amostragens do esgoto sanitário.**

Amostragem (mg/L)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	Med
Lipídios	3,1	2,4	5,2	3,1	5,8	5,5	7,8	2,7	9,9	5,1	2,0	5,0
Carboidratos	46	86	74	43	78	51	70	47	83	62	32	61
Proteínas	348	404	448	260	541	433	416	383	355	376	278	386

Fonte: Adaptado de Oliva (1997)

### 3.6. PRODUÇÃO DE LODO EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

Nos reatores tipo UASB, o controle do fluxo ascendente é essencial, pois, a mistura e retenção da biomassa adequada, permitem que o lodo permaneça em suspensão com uma mobilidade limitada em um espaço na vertical do interior do reator.

A mistura do afluyente com essa biomassa é favorecida pela agitação hidráulica promovida pelo fluxo ascensional, por efeitos de convecção térmica e do movimento permanente de bolhas de gases produzidos no processo digestivo da atividade bacteriana. É provável que ocorram situações em que o movimento ascensional das bolhas gasosas seja o mais importante no processo de mistura.

Essa dinâmica é essencial para que o processo anaeróbico por meio desse tipo de reator de manta de lodo se desenvolva e se mantenha em elevada atividade e com ótima capacidade de sedimentação.

O desenvolvimento do lodo anaeróbico é resultante da transformação da matéria orgânica no sistema. Como este crescimento é contínuo, isto implica na necessidade periódica de descarte de parcela do volume de lodo acumulado, como certamente teria de ocorrer com qualquer outro sistema de tratamento de afluentes de águas residuárias, sob pena de o processo perdera eficiência na qualidade do efluente.

Porém, justamente em função da baixa taxa do volume gerado no processo anaeróbico, cerca de 0,10 a 0,20 kg SST/ kg DQO<sub>afluente</sub>, (Campos, 1999), entre outros, é neste aspecto que o sistema anaeróbico se torna mais vantajoso que os aeróbios.

TEIXEIRA (2009) realizou em 103 dias um estudo que avaliava o desempenho de um reator UASB que tratava esgoto doméstico pré-tratado em uma unidade de peneiramento forçado o que resultou na redução do tamanho médio das partículas da matéria orgânica afluyente no reator. O estudo foi realizado no Centro De Pesquisa E Treinamento Em Saneamento (CePTS) UFMG/COPASA, ETE Arrudas em Belo Horizonte – MG.

O sistema de tratamento foi composto de dois reatores UASB idênticos com volume de  $14\text{m}^3$ , que foram alimentadas com afluentes da ETE citada acima que passavam por gradeamento e desarenadores seguido por uma unidade de peneiramento forçado a montante apenas de um dos reatores para que então se pudesse fazer a comparação dos resultados entre os dois reatores que sofreram variadas oscilações no TDH volume de biomassa.

O reator 01 será considerado aqui como o reator sem peneiramento forçado. Com o sistema de peneiramento e conseqüentemente a diminuição do tamanho das partículas na faixa de 1,8 a  $30\mu\text{m}$ , resultou na seleção de uma comunidade microbiana de maior atividade metanogênica específica de  $0,072\text{ g DQO/g STV}$ . e quatro vezes superior à do reator controle (reator 01), o que propiciou uma maior eficiência de remoção de DQO e sólidos no reator com peneiramento forçado.

Todos os resultados passaram por um tratamento estatístico não paramétrico ANOVA e testes de atividades metanogênica específica (AME) confirmam a suspeita de que o reator UASB antecedido com peneiramento forçado apresentou resultados de eficiência na remoção superior assim como menor produção de lodo.

O autor ainda percebeu que os benefícios do pré-tratamento com UPF foram comprovadas estatisticamente quando o reator UASB foi operado com um TDH de 7 horas e com velocidade ascensional de  $0,5\text{ m/h}$ , para essa condição operacional o reator procedido de UPF apresentou um maior valor na eficiência de atividade metanogênica e maior eficiência de remoção de  $\text{DQO}_{\text{total}}$  e menor concentração efluente de  $\text{DQO}_{\text{particulada}}$ .

GONÇALVES (1997) estudou o balanço energético e a produção de lodo em uma ETE de bancada composta por um reator UASB com altura de  $5,4\text{m}$  de altura e  $100\text{ mm}$  de diâmetro com volume total de tratamento de  $46\text{l}$ , seguido de um biofiltro aerado submerso com  $1\text{m}$  de altura e  $100\text{ mm}$  de altura com um volume de  $7,9\text{ L}$ .

Segundo o autor essa é a configuração de tratamento de esgoto adotada na Europa e comparou os resultados de produção de lodo e de biogás com os resultados de

outra ETE composta por decantadores primário seguido de um reator UASB (ETE Camboriú).

Em seu estudo de bancada a alimentação reator foi realizada com esgoto bruto de características médias, coletado a jusante do pré-tratamento da ETE de Camboriú (160.000 hab.) – Vitória - ES, foi realizada diretamente no reator UASB.

A pesquisa foi realizada em duas fases as quais foram diferenciadas pelas condições de cargas hidráulicas impostas.

Na fase 01 a vazão de alimentação do sistema foi constante e monitorado através de amostras compostas durante 24 horas, realizadas 3 vezes por semana sobre a entrada e a saída do UASB e a saída do BF.

Os parâmetros de monitoramento de rotina, determinados segundo o Standard Methods - AWWA foram DQO, DBO5, SS, pH, alcalinidade, NTK,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_x$  e OD. Na fase 2, o desempenho foi avaliado através de amostras compostas coletadas a montante e a jusante dos reatores, correspondentes aos períodos de 06-12 ( $Q_{med}$ ), 12-15 ( $Q_{max}$ ), 15-21 ( $Q_{med}$ ) e 21-06 ( $Q_{min}$ ), com análise dos parâmetros: DQO, DQO<sub>filtrada</sub>, DBO5, SST, NTK, Alcalinidade total e pH. A concentração de sólidos no lodo do UASB era monitorada com frequência média de 15 dias, através de registros instalados no corpo do reator e espaçados de 67 cm a partir do fundo.

As amostras eram coletadas e submetidas a ensaios de sólidos totais e voláteis para o traçado do perfil. De posse do perfil de sólidos, uma avaliação da altura do leito e da manta de lodo do UASB, indicava ou não a necessidade de um descarte.

Quando necessário, o descarte era realizado a partir do fundo do reator para baixar o leito e pelo terceiro registro ( $h=2,01m$ ), para baixar a manta de lodo.

Com o estudo de comparação da disponibilidade do biogás em uma ETE convencional, adotada de decantação primária e digestores anaeróbios, foi realizada. E concluiu-se que a produção de biogás na ETE UASB + BF corresponde a quase que o dobro daquela relativa à ETE convencional.

O reator UASB atua na totalidade da DQO afluyente à ETE (DQO solúvel + DQO particulada), o que não acontece na ETE convencional (somente a DQO particulada retida no decantador primário e no lodo biológico é metanizada).

A produção de metano é 54% superior na configuração proposta, também em decorrência da atuação do UASB sobre a totalidade da DQO afluyente ao processo ( $DQO_{total} = DQO_{particulada} + DQO_{solúvel}$ ). Na configuração original, o decantador primário só atua sobre a DQO particulada sedimentável no período de 2 horas.

A grande disponibilidade de metano na configuração proposta supre com fartura a demanda de energia devido à aeração nos biofiltros.

Considerando que a aeração será realizada por sopradores movidos a motores de combustão, adaptados ao biogás, estimou-se uma eficiência de conversão de energia de 20% nos motores. Ainda assim, a potência disponível (31,1 kW) é mais do que o dobro da demanda energética da aeração (13,7 kW). No caso da configuração original, a potência disponível devido ao gás metano (16,9 kW) atende a apenas 34% da demanda de energia na aeração dos BFs (49,4 kW).

Os autores ainda propõem que a grande disponibilidade de metano na configuração proposta abre opções para redução do consumo de energia externa à ETE (sobretudo na aeração).

Outra possibilidade interessante a ser avaliada na ETE experimental da UFES, é a utilização do biogás na secagem e higienização via pasteurização do lodo excedente do tratamento e que apesar da aparente deficiência no protocolo de descarte de lodo no reator UASB o que possivelmente ocasionaria uma perda de sólidos no efluente.

GOMES *et al* (2005), monitorando o sistema de tratamento de esgoto de Bonito - MS composto por um tratamento preliminar seguido de reator UASB e disposição final no solo.

O sistema foi monitorado por 15 meses com vazão de alimentação intermitente de 23 L/s com tempos médios de funcionamento de conjunto motor-bomba (CBM) de 11 a 13 h/d em dias normais e de 16 a 18 h/d em dias de alta temporada, o descarte do lodo pra o leito de secagem foi realizado com 90 dias de funcionamento.

A pesquisa foi realizada a fim de verificação do protocolo de descarte e produção de lodo utilizada na estação de tratamento de esgoto, pois se houvesse falhas nesse protocolo haveria perda de sólidos no efluente. Porém o sistema apresentou resultados considerados de muito boa qualidade e quantidade.

De um modo geral os autores verificaram um melhor desempenho do reator nos 06 primeiros meses de operação, quando o reator apresentou concentrações no efluente abaixo de 80 mg/L de DBQ e 150 mg/L de DQO e as eficiências usualmente entra 70 e 80% de DBO e 60 e 75% de DQO, após este período de excelente situação operacional do reator UASB os autores perceberam de as concentrações de DBO e DQO apresentaram valores próximos de 100 e 200 mg/L respectivamente, com ciclos de melhoras que correspondem aproximadamente 03 meses.

Para os autores esta fato provavelmente estava diretamente ligado à rotina de descarte do lodo, pois após o descarte do lodo ocorria a perda de sólidos suspensos no efluente, melhorando sua qualidade, considerando, portanto que este intervalo de 90 dias entre os descartes, um tempo muito excessivo por ter provocado aumento da perda de sólidos com picos de até 150 mg/L de SST/L.

### 3.7. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LODO EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.

A necessidade de tratar do esgoto urbano é fator importante para se manter a qualidade dos recursos hídricos e a saúde humana. O processo tratamento do esgoto ocorre nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) e como subproduto gera-se um resíduo sólido conhecido como lodo.

O gerenciamento do lodo é um problema contemporâneo de preocupação mundial, devido às grandes quantidades geradas de matéria por dia. O assunto sobre a correta administração e gerenciamento dos resíduos de saneamento tem tamanha importância ambiental, econômica e social, que está contida na Agenda 21 dos países, estabelecida após a realização da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), em 1992 no Rio de Janeiro (ECO-92).

Para que este gerenciamento de fato possa ocorrer é necessário que se conheça as características do lodo que está sendo gerado para que depois este possa sofrer uma destinação final adequada, sendo estas as mais discutidas na literatura: Incineração, aterro controlado, recuperação de áreas degradadas e reciclagem agrícolas. Ao autores apenas caracterizaram os lodos produzidos nos reatores estudados porém não fizeram referências do destino mais adequado deste subproduto do reator UASB

WISNIEWSKI *et al* (2010) estudaram na universidade Montpellier na França características de um misto de lodo originados de processos de tratamento biológico de esgoto. O misto foi composto por um tipo de lodo denominado A e outro B. Ambos oriundos de estações de tratamento de esgoto. O lodo A, resíduo de uma ETE que atendia uma população equivalente a 5000hab. e o lodo B a uma população de 280.000hab.

Todos os experimentos foram realizados uma semana após a amostragem, a fim para minimizar as alterações nas características do lodo devido à atividade microbiana, o estudo realizou dois momentos de amostragem um após a digestão e antes da secagem

para a determinação do teor de umidade tanto do lodo A quanto do lodo B e outro momento no final do processo de desidratação mecânica para a determinação da liquidez e do teor plástico limite. Os autores determinaram as frações minerais de cada lodo como descrito na Tabela 07.

**Tabela 7: Caracterização da fração mineral do Lodo em estudo**

	Mg	Ca	P	Al	Si	Fe	Un i
Lodo A	0.95	9.92	5.47	2.75	4.42	11.67	%
Lodo B	1.33	8.74	6.30	3.37	5.23	8.63	%

Fonte: Adaptado de Wisniewskiet (2010).

Na Tabela 08 está demonstrada a relação dos Sólidos Orgânicos por Sólidos Voláteis antes e depois da desidratação. Os autores relataram que o limite de determinação do teor de água se deu por compressão convencional de permeabilidade celular foi usada para quantificar o teor de água limite

**Tabela 8: Relação dos sólidos Orgânicos e sólidos Voláteis antes e depois da desidratação**

Parâmetros	Lodo A	Lodo B	Uni
VS/DS	0,75	0,59	mg/L
Antes da desidratação			
Quantidade de agua	5000±100	3240 ± 65	%
Desidratação	2,00± 0,02	3,00 ± 0,06	%
Depois da desidratação			
Quantidade de agua	645 ± 13	295 ± 6	%
Desidratação	13,0 ± 0,3	26,0 ± 0,5	%

Fonte: Adaptado de Wisniewski (2010)

Os autores concluíram ainda que as aplicações de altas pressões podem favorecer a filtragem de alta taxa. Notou-se que o coeficiente de compressibilidade do lodo B foi claramente inferior ao do lodo A, que os valores de teor de água corresponderam a 43% e 52% para A e lodo B do teor de umidade, respectivamente, o que mostrou que os lodos A e B não apresentaram à aptidão mecânica a desidratação.

O teor de matéria orgânica parecia ser um parâmetro fundamental na eficiência da desidratação mecânica. O (lodo A) é menos orgânico por apresentarem menor resistência específica à filtração, e pareceram ser mais compressíveis e teor de umidade obtido após a filtração bem inferior que o lodo B.

O índice de plasticidade medido colocou os Lodos sobre a plasticidade á nível dos solos altamente orgânicos, tais como fibras de plástico e argila. Nesse sentido, o valor  $IP_{140\pm 5}$  % para o Lodo B foi considerado elevado para lodo B, que é mais orgânico do que o lodo A.

GHANGREKAR et al (2005) apresentaram um estudo realizado no departamento de engenharia civil do Instituto de tecnologia de Kharagpur – Índia, onde se objetivada a caracterização do lodo de esgoto domestico a partir de diferentes condições de carga orgânica e taxa de lodo durante a partida do reator UASB.

Em escala laboratorial foram construídos 6 reatores UASB de acrílico com seções transversais idênticas diferenciando-se nas alturas dos reatores identificados como R1 R2, R3, R4, R5 e R6, que foram 1,2, 0,4, 0,8, 1,2, 2,4 e 1,0 m, respectivamente, o que facilitou a manutenção variedade de taxas de carregamento em diferentes combinações de tempo de detenção hidráulica (HRT) e velocidade ascensional superficiais de líquidos.

A alimentação foi preparada diariamente e foi armazenada em temperatura ambiente (24-32°C). O lodo de inóculo foi peneirado com uma malha de 1,0 milímetros para remover partículas grandes e inertes impurezas de maior tamanho.

A quantidade de inoculo foi adicionada como por as exigências da taxa de carregamento do lodo para o experimento.

O volume do lodo de inoculo variou entre 12 e 23 ml / g, e relação SSV / SS para o inoculo lodo na faixa de 0,33-0,67. Em cada experimento, cada reator foi operado por cerca de 90 dias e foram determinados a velocidade de sedimentação média, a taxa de força dos grânulos e o teor de minerais presentes no lodo assim como SSV, SS, peso específico entre outros. A Tabela 09 e 10 demonstram alguns desses parâmetros:

**Tabela 9: Caracterização do lodo em estudo**

Características do lodo desenvolvido em leito de lodo com diferentes taxas de carregamento										
Experimento	OLR <sup>[1]</sup> DQO (KgDQO/m <sup>3</sup> .d)	1SLR <sup>[2]</sup> DQO (Kg QO/VSS.d)	Eficiência (%)	Parâmetros						
				SS(kg)	VSS(g)	VSS/SS	P Especifico	SVI (ml/g)	Vol. Sediment. (m/h)	Coef.
1	2.97	0.195	94.08	62.77	28.91	0.46	10.231	16.00	35.42	8.99
2	9.50	0.787	46.20	39.39	24.40	0.62	10.114	38.75	18.73	26.99
3	1.53	0.103	95.81	83.79	32.27	0.38	10.282	15.10	19.90	9.25
4	4.60	0.255	90.43	48.25	22.68	0.47	10.206	15.64	11.26	9.79
5	2.95	0.149	96.50	78.08	35.82	0.46	10.210	12.99	36.71	6.76
6	9.26	0.484	50.74	47.33	28.62	0.60	10.119	19.82	15.82	22.06
7	1.48	0.097	93.47	88.23	35.97	0.41	10.386	9.58	92.12	5.51
8	4.88	ND	94.96	89.93	44.31	0.49	10.134	15.93	14.67	18.73
9	4.08	ND	87.27	110.7	60.17	0.54	10.163	12.70	33.67	4.24*
10	3.89	0.174	95.12	72.98	43.26	0.59	10.150	12.30	47.03	8.63
11	4.14	0.178	94.62	67.54	36.90	0.55	10.139	12.86	38.93	9.42
12	6.29	0.314	45.20	43.00	30.53	0.71	ND	30.05	ND	ND

OBS: Gravidade específica do lodo expressas em 4°C, taxa de lodo de carregamento no estado de equilíbrio; ND-não determinado, \*-  
Coeficiente foi determinado depois de até 240 dias.

Fonte: Adaptado de **GHANGREKAR et al (2005)**

<sup>1</sup> OLR – Taxa de carregamento orgânico

<sup>1</sup> SLR – Taxa de carregamento do lodo

**Tabela 10: Parâmetros minerais utilizados para a caracterização do Lodo.**

Conteúdo mineral e outras características do lodo desenvolvido sob diferentes condições durante a granulação de lodo

Nº experimento	1	6	7	8	11
SLR (kg COD / kg d VSS)	0.195	0.484	0.097	0.3	0.178
Eficiência (%)	94.08	50.74	93.47	94.96	94.62
Ca <sup>2+</sup> + conc. na alimentação (mg / l)	150	150	150	50	100
Velocidade de sedimentação de lodo (m / h)	35.42	15.81	92.12	14.67	38.93
Força de grânulos (IC)	8.99	22.06	5.51	18.73	9.42
Ash não digerida (% de lodo seco)	21.20	14.01	24.44	22.39	22.47
Ca (mg / g de lodo seco)	60.01	41.55	60.26	45.86	47.12
Mg (mg / g de lodo seco)	54.24	32.16	38.73	40.64	39.66
Na (mg / g de lodo seco)	7.76	31.23	7.09	10.38	15.08
P (mg / g de lodo seco)	8.34	15.17	7.35	9.39	9.17
K (mg / g de lodo seco)	1.05	6.84	0.76	2.24	3.14
Fe (mg / g de lodo seco)	26.25	16.16	24.78	27.60	21.26
Ni (mg / g de lodo seco)	0.26	0.20	0.21	0.16	0.16
Co (mg / g de lodo seco)	0.027	0.020	0.13	0.016	0.022

Fonte: GHANGREKAR (2005)

De acordo com os autores as cargas aplicadas durante a formação de grânulos são os principais responsáveis para a força dos grânulos.

A correlação entre a força de grânulos e remoção de DQO existe. Para uma maior força de grânulos desenvolvidos, maior redução de DQO observada. A concentração de AGV inferior a 200mg no reator é favorável para a formação do granulado lodo com maior resistência e obter maior Eficiência de remoção de DQO.

A relação SSV/SS de lodo entre 0,4 e 0,6 é favorável para o melhor desempenho do reator. A absorção de cálcio de 60mg, e combinado absorção de cálcio e Magnésio, expressa em termos de Ca, superiores a 100mg é benéfico para lodo granular.

O Na superior a 20-25mg causando efeito adverso sobre as características do lodo, resultando em baixa eficiência remoção de DQO.

O desenvolvimento de lodo granular com boas características, tais como, vol. de lodo inferior a 16ml, com média sedimentação m velocidade superior a 36h, lamas de alta concentração no interior do reator, e boa força de os grânulos desenvolvidos para resultar em maior eficiência de remoção de DQO (superior a 90%), é objetivo prioritário durante a partida.

Para alcançar este objetivo, é aconselhável operar o reator na faixa de carga orgânica 2,0-4,5 kg e kg COD/m<sup>3</sup>e taxa de carregamento de lodo 1-0,25 COD/kg de VSS durante o arranque e inicial granulação.

SABRY (2008) realizou um estudo na universidade de AinShams University, Cairo, Egito no qual foi avaliado o comportamento de dois reatores UASB que tratavam esgoto sanitário os quais foram inoculados com lodo floculado e lodo granulado e que receberam diferentes cargas hidráulicas.

O estudo foi realizado em nível de bancada e os reatores foram construídos em vidro com um volume de 3,75 L cada um. Ambos foram operados sob mesmas condições operacionais e de temperatura de 25°C.

O lodo flocular foi oriundo de um reator anaeróbio UASB da Universidade de IomaState, USA que trata esgoto sanitário e o Lodo granular de um reator UASB que também trata esgoto sanitário da cidade de BREW, WISCOSIN USA.

O estudo utilizou cinco diferentes TDH (4, 6, 8, 10 e 15h) entre outros parâmetros o comportamento dos reatores, foi trabalhado, em cima da remoção de DQO no lodo relacionado com o TDH como demonstrados naTabela 11: características como TDH e remoção de DQO utilizadas no estudo.

**Tabela 11: Características dos reatores**

Eficiência de remoção da DQO total e filtrada, sob diferente TDH.				
TDH (h)	Remoção DQO total (%)		Remoção DQO filtrada (%)	
	Lodo Floc.	Lodo Gran.	Lodo Floc.	Lodo Gran.
15	76 ± 10	81 ± 11	75 ± 10	51 ± 13
10	79 ± 4	84 ± 14	59 ± 6	94 ± 2
8	83 ± 7	86±8	74 ± 6	82 ± 10
6	92 ± 5	91±4	92 ± 5	89 ± 7
4	89 ± 4	87±3	87 ± 5	86 ± 7

Fonte: adaptado de SABRY (2008)

O autor percebeu que ambos os tipos de lodo responderam bem no que diz respeito à remoção de DQO no lodo e que mesmo com um TDH considerado baixo o percentual de remoção da matéria orgânica foi efetivo.

### 3.8. PRODUÇÃO DE METANO EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO

A produção de Metano decorre de varias formas no meio ambiente, podendo ser encontrado na decomposição de lixo orgânico, na digestão de animais, em vulcões de lama, na extração de combustíveis minerais, no aquecimento da biomassa anaeróbica e principalmente no metabolismo de bactérias.

É um gás incolor, inodoro e é considerado uma dos hidrocarbonetos mais insolúvel a agua e quando adicionado ao ar apresenta características explosivas.

No tratamento de efluente ele é originado principalmente pelo processo de decomposição da matéria orgânica nos reatores que fazem parte da composição de uma estação de tratamento de esgoto.

Em um reator UASB da decomposição da matéria orgânica por baterias anaeróbicas queacabam gerando um composto conhecido por biogás que é fracionado basicamente por 60% de metano, 35% de dióxido de carbono e 5% de outros gases.

GONÇALVES *et al* (1997) no mesmo estudo de balanço energético e a produção de lodo em uma ETE de bancada composta por um reator UASB com altura de 5,4m de altura e 100 mm de diâmetro com volume total de tratamento de 46 l, seguido de um biofiltro aerado submerso com 1m de altura e 100 mm de altura com um volume de 7,9 L que segundo os autores é a configuração de tratamento de esgoto adotada na Europa, e comparou os resultados de produção de lodo e de biogás com os

resultados de outra ETE composta por decantador primário seguido de um reator UASB (ETE Camboriú).

Em seu estudo de bancada a alimentação reator foi realizada com esgoto bruto de características médias, coletado a jusante do pré-tratamento da ETE de Camboriú (160.000 hab.) - Vitória foi realizada diretamente no reator UASB que trata esgoto doméstico.

Com o estudo de comparação da disponibilidade do biogás em uma ETE convencional, adotada de decantação primária e digestores anaeróbios, foi realizada. E concluiu-se que a produção de biogás na ETE UASB + BF corresponde a quase que o dobro daquela relativa à ETE convencional.

O reator UASB atua na totalidade da DQO afluente à ETE (DQO solúvel + DQO particulada), o que não acontece na ETE convencional (somente a DQO particulada retida no decantador primário e no lodo biológico é metanizada). A produção de metano é 54% superior na configuração proposta, também em decorrência da atuação do UASB sobre a totalidade da DQO afluente ao processo (DQO total = DQO particulada + DQO solúvel).

A grande disponibilidade de metano na configuração proposta supre com fartura a demanda de energia devido à aeração nos biofiltros. Considerando que a aeração será realizada por sopradores movidos a motores de combustão, adaptados ao biogás, estimou-se uma eficiência de conversão de energia de 20% nos motores. Ainda assim, a potência disponível (31,1 KW) é mais do que o dobro da demanda energética da aeração (13,7 KW).

No caso da configuração original, a potência disponível devido ao gás metano (16,9 KW) atende a apenas 34% da demanda de energia na aeração dos BFs (49,4 KW).

Os autores ainda propõem que a grande disponibilidade de metano na configuração proposta abre opções para redução do consumo de energia externa à ETE.

MOHAN *et al* (2008) estudaram no departamento de bioengenharia e Meio Ambiente da Universidade da Índia, a relação de seis reatores UASB em escala laboratorial que tratavam esgoto sanitário a produção de metano ( $\text{CH}_4$  e  $\text{H}_2$ ) e outros gases como hidrogênio. O estudo basicamente se deu a partir da construção de dois reatores UASB idênticos com volume de 1,4l e capacidade captação de gases de 0,35l e que receberam afluentes com pH de 6, tempo de detenção Hidráulica de 24h, onde um reator deu ênfase na avaliação de metano na fase de metanogênica do processo e o outro que pesquisava outros gases deu ênfase na fase de acidogênica.

O reator que neste estudo deu ênfase a fase acidogênica foi operados com carga orgânica de 4,75 Kg de DQO/m<sup>3</sup> dia e condições ácidas de pH 6 e o que foi produzido neste reator serviu de alimento para o reator que deu ênfase a fase metanogênica do estudo que então trabalhou com uma faixa de pH 7 para a verificação da geração de metano, durante esta fase a matéria orgânica foi estabilizada em 60 dias e produziu 16,91mmol/dia de gás hidrogênio com uma eficiência de remoção de DQO de 36,55%.

Já o reator que deu ênfase a fase acidogênica demonstrou eficiência de remoção de DQO adicionais de 54,44% juntamente com produção de metano gerada dente processo. A integração do substrato acidogênico e metanogênico nesse estudo mostrou que houve uma significativa degradação da matéria orgânica, juntamente com a geração de gás hidrogênio e metano indicando a sustentabilidade do processo. Este processo de integração pode ser considerando abordagens promissoras para o desenvolvimento sustentável na geração de hidrogênio e metano.

BANU *et al* (2007) realizou um estudo de observação e verificação das condições de tratabilidade e principalmente da produção de metano do esgoto sanitário coletado do sistema de tratamento de esgoto da cidade de Chennai na Índia. O estudo se deu a partir da construção de um reator UASB em escala laboratorial em PVC com volume de 5,9 L e espaçamento para coleta de metano de 1,5 l. o referido reator foi operado por 110 dias com um tempo de detenção hidráulica variando de 7 a 7,4h.

Além da produção de metano que foi avaliado cromatograficamente, foram avaliados os seguintes parâmetros: DQO, alcalinidade, sólidos totais, nitrogênio total, fosfato, sulfato e cloreto que foram avaliados como indicado no StandartMethods.

Como resultado a produção de biogás ficou na faixa de 1800 a 7080 mL/d. o que deve segundo os autores terem tido sofrido influencias da variação das concentrações orgânicas do afluente. Sendo que a produção máxima de 7080 mL/d foi observada com um TDH de 3,3h este fato atribuiu no biogás uma concentração de metano de 62 ± 3%. Com relação aos outros parâmetros pesquisados não foi observado alterações significantes.

### 3.9. ASPECTOS CINÉTICOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.

Por conta da lentidão de grande parte das reações químicas que ocorrem no tratamento de esgoto é de extrema importância levar em consideração o estudo da cinética nestas reações. Pois conforme METCALF & EDDY (1995), o tempo para ocorrer à reprodução bacteriana por fissão binária pode variar entre alguns minutos e alguns dias, dependendo do tipo de bactéria e agentes como o tipo de limitações ambientais, concentração de substrato, nutrientes e disponibilidades de espaço.

BHUNIA *et al* (2008) estudaram no setor de Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Civil, Instituto Indiano de Tecnologia, Kharagpur Índia a aplicabilidade de diferentes modelos cinéticos para a avaliação do desempenho do reator anaeróbio Sludge Blanket (UASB), que tratava águas residuárias com variação de DQO entre 300 e 4000 mg de DQO / L. No estudo foram construídos dois reatores UASB com fibra de vidro com volume de 12,5 litros.

O inóculo dos reatores foi realizado com lodo de tanque séptico e parâmetros como pH, DQO, alcalinidade, sólidos suspensos (SS) e sólidos suspensos voláteis (SSV). Três modelos cinéticos: Monod, equação grau de segunda ordem e o modelo de Haldane são considerados para a análise. Ambas as regressões lineares e não lineares foram realizadas para examinar a que melhor se ajustava entre os modelos cinéticos.

A previsão da DQO do efluente também foi efetuada na verificação da aplicabilidade de modelos cinéticos. Em ambos os casos, a equação modelo de grau segunda ordem foi encontrado para ser a melhor classe de ajuste para uma vasta gama de conjuntos de dados em reatores UASB.

### 3.10 A INFLUENCIA DOS METAIS NO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO E SUAS CARACTERÍSTICAS.

A presença de metais nos esgotos domésticos é comum em pequenas quantidades, no entanto, com o monitoramento das ETEs podem aparecer cargas significativas desses elementos que podem ser oriundos de efluentes industriais sem um pré-tratamento NUVOLARI (2003).

Os metais diferem de outros agentes tóxicos porque não são sintetizados pelo homem e outros seres, todas as formas de vida são afetadas pela presença de metais dependendo da dose e da composição.

Muitos metais são essenciais para o crescimento de alguns tipos de organismos, desde as bactérias até mesmo o ser humano, mas eles são requeridos em baixas concentrações, pois em elevados teores podem danificar o sistema biológico.

A contaminação por estes pode se dá pela frequência da exposição, duração da exposição e via de captação. A figura 2 demonstra de que forma o nosso metabolismo reage após exposição a metais por meio de absorção da pele, inalação e ingestão.

Para VON SPERLING (1996) as utilizações mais frequentes dos parâmetros de metais são as caracterizações de águas de abastecimento e residuárias, brutas e tratadas, verificando os padrões de potabilidade, lançamento e classificações de corpos d'água.

As concentrações destes elementos nas águas são variáveis, porém, a presença deles pode ter certo índice de toxicidade, contaminando principalmente águas subterrâneas e nas águas residuárias causando a inibição do tratamento biológico dos esgotos e gerando, também, problemas na disposição do lodo na agricultura.

NUNES (2001) afirma que a toxicidade de metais na água depende do grau de oxidação do íon metálico e da forma em que se encontra, onde geralmente, a forma iônica é a mais tóxica, em alguns casos o órgão-metal apresenta toxidez muito maior do que a forma não combinada. Estes metais, quando encontrados, devem ser removidos antes do tratamento biológico, objetivando evitar a inibição dos microrganismos responsáveis pela oxidação da matéria orgânica, ou antes, do lançamento nos corpos d'águas.

O tratamento biológico das águas residuais não tem a função de retirar os agentes químicos estudados, da maneira que, quase todos os metais que entram nas águas servidas saem no efluente da estação, e apenas, são encontrados em concentrações

menores no esgoto tratado, devido a alguns deles serem metais pesados tendendo a sedimentar ao longo do tratamento BRITTO (2004).

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente, o CONAMA 397 de 03 de Abril de 2008 estabelece as novas condições e padrões que regulam os descartes de efluentes sobre corpos d'água, limitando a carga poluidora a ser lançada no corpo d'água cuja concentração de nove (9) (Ba, Cd, Pb, Cu, Sn, Fe, Mn, Ni e Zn) metais e dois (2) (As, B) elementos que possuem características metálicas.

Logo em termos de metais as ETE's podem vim a ser, isto ao longo do tempo, fontes poluidoras, pois a presença desubstâncias tóxicas nos corpos d'água causa impactos altamente desfavoráveis e indesejáveis, interferindo diretamente na vida aquática e afetando a saúde das populações que consomem a água ou se alimentam de peixes daquelas coleções hídricas JORDÃO & PESSÔA (2005).

Segundo METCALF & EDDY, 2003; TEIXEIRA *et al.*, 2000. O **cádmio** é utilizado na fabricação de ligas de brasagem, baterias Ni-Cd, sistemas de proteção contra incêndios, cabos de transmissão de energia, base de pigmentos usados em esmaltes cerâmicos, fungicidas, fotografias, litografias, retificadores de selênio, eletrodos para lâmpadas de vapor de cádmio e células fotoelétricas.

A atividade vulcânica, tanto em episódios de erupção como nos períodos de baixa atividade, é uma das principais fontes de liberação natural de Cd na atmosfera, sendo responsável de 10 a 15% das emissões totais de cádmio no ar. Em áreas remotas e inabitadas as concentrações de cádmio no ar são geralmente menos de 1 ng/m<sup>3</sup> (nanogramas por metro cúbico) IPCS(1992).

De acordo com WORLD BANK GROUP (1998) os níveis atmosféricos em escala de cádmio são de 5µg/m<sup>3</sup> nas zonas rurais, 0,005 a 0,015 µg/m<sup>3</sup> em áreas urbanas, e até 0,06 µg/m<sup>3</sup> nas áreas industriais. As concentrações em áreas próximas a fundições de metal podem chegar a 0,3 µg/m<sup>3</sup> semanais.

O solo recebe este elemento por deposição atmosférica, utilização de fertilizantes produzidos a partir de minérios de fosfato, resíduos da queima de combustíveis fósseis, da queima do lixo e da fabricação de cimento. Em áreas conhecidas por não serem poluídas, as concentração medianas de cádmio no solo tem sido relatadas na faixa de 0,2 a 0,4 mg/kg (miligramas por quilograma), no entanto, valores mais elevados, em até 160 mg /kg no solo, são encontrados ocasionalmente (IPCS, 1992). A utilização do lodo de esgoto não tratado e contaminado com cádmio aumenta o nível desse elemento no solo WHO(2004).

Os corpos d'águas recebem Cd por vulcanismo em alto mar, deposição atmosférica, liberação de águas residuais, por impurezas de zinco nos tubos, soldas e alguns acessórios de metal galvanizados e por explorações em minas ou fundições não ferrosas. O teor de cádmio médio da água do mar é cerca de 0,1 µg/L ou menos, em rios o cádmio encontra-se dissolvido em concentrações entre 1 e 13,5 ng/L (IPCS, 1992; WHO, 2003).

A incineração do lixo é uma forma considerável de liberação de cádmio em nível nacional, regional e mundial, pois o cádmio é emitido para o ambiente mediante a queima de plásticos e outros materiais que o utilize como pigmento ou estabilizante. Também ocorre emissão para a atmosfera quando o aço laminado com cádmio é reciclado, já que o elemento quando aquecido é razoavelmente volátil (BAIRD, 2002).

Ingerir grandes quantidades de compostos de bário solúveis em água no estômago pode causar alterações no ritmo cardíaco ou a paralisia. Pessoas que não procuram tratamento médico, logo após comer ou beber uma dose de toxicidade aguda, aproximadamente 200 mg, podem chegar a óbito. Ao se ingerir quantidades relativamente altas por um curto período pode-se ter vômitos, cólicas abdominais, diarreia, dificuldade respiratória, aumento ou diminuição da pressão arterial, dormência em torno do rosto e fraqueza muscular (ATSDR, 2007). Não há dados de carcinogenicidade do bário quanto à ingestão e inalação em humanos, pois não se tem estudos suficientes. (U.S. EPA, 2005).

O arsênio pertence à mesma família do fósforo e geralmente comporta-se como o mesmo, embora tenha uma maior tendência a formar ligações iônicas, devido seu caráter metálico. Alguns compostos de arsênio (As) durante muito tempo foram usados como venenos por assassinos ou suicidas nos tempos antigos até idade média. (BAIRD, 2002).

No meio ambiente o As puro é raramente encontrado, não pode ser destruído, apenas troca de forma. Sendo este, um metalóide amplamente distribuído na crosta terrestre e presentes em uma concentração média de 2mg/kg, e ele é encontrado em uma série de minerais, principalmente Arsenopirita e Esmaltita. TEIXEIRA *et al.* (2000).

Segundo o World Bank Group (1998) a maior parte das emissões antropogênicas de arsênio provém de fontes estacionárias, liberando primariamente o trióxido de arsênio, da fundição de cobre (cerca de 50%), combustão do carvão, especialmente o carvão marrom de baixa qualidade (20%), e outras indústrias de metais não-

ferrosos(cerca de 10%). Estas partículas são dispersas pelo vento e devolvidos para a terra por deposição úmida ou seca.

Alguns sais de arsênio são usados como herbicidas na preservação da madeira, na fabricação de vidro, nas misturas de metais e na fabricação de tintas. Por vezes, alguns compostos arsênicos fazem parte de preparações homeopáticas (IPCS, 2001).

Em águas subterrâneas o nível de arsênio, principalmente em áreas de rochas vulcânica e depósitos minerais, pode variar até 3.400 µg/L. A questão de águas subterrâneas é muito discutida a nível mundial, depois do episódio em Bangladesh que contaminou mais de 85 milhões de pessoas IPCS (2001).

O chumbo é um metal branco-acinzentado, macio com um baixo ponto de fusão (327 °C), alta resistência à corrosão e capacidade de condução elétrica pobre.

É altamente tóxico. Além de seus minérios serem altamente concentrado de chumbo, é naturalmente disponível em todos os ambientes em pequenas concentrações (World Bank Group, 1998).

METCALF & EDDY (2003) aponta que o chumbo é usado nas baterias de armazenamento, aditivo da gasolina, cabos, munições, encanações, revestimentos de tanques de guerra, soldas e ligas metálicas e amortecimento de vibrações em construção pesada. Este elemento encontra-se na forma orgânica e inorgânica na natureza, no qual a primeira está presente na gasolina, e a segunda forma está presente em tintas, canos, munições, cerâmicas e jóias, entre outros segundo MONTENEGRO *et al.* (2008).

Para BAIRD (2002) o Chumbo, geralmente, não constitui um problema ambiental até que venha a se dissolver e produzir a forma iônica. A forma iônica do sulfeto é a base do componente metálico do minério altamente insolúvel, do qual é extraído quase todo o chumbo.

O seu transporte e distribuição são principalmente por via aérea. As médias de chumbo no ar variam devido às emissões de fontes pontuais, mas geralmente estão entre 1,0 - 4,0 µg/m<sup>3</sup> em cidades grandes e menos de 0,2 µg/m<sup>3</sup> em áreas rurais, sendo que a fração que permanece no ar (cerca de 20%) é amplamente dispersa.

Na atmosfera ele existe tanto em formas sólidas, poeiras ou partículas de óxido de chumbo, ou sob a forma de vapores GOYER & CLARKSON (2001).

A introdução de chumbo na água acontece mediante a deposição atmosférica (úmida e seca), ao intemperismo e erosão das rochas e do solo, mineração, fundição e processamento de minérios e da utilização de tubulações que o contenham como composto (Teixeira et al., 2000; WHO, 2003).

Para WHO (2003) existem casos em que antigas construções de saneamento tenham tubulações que contenham ligas de chumbo, onde pode haver contaminação da água potável, porém isso depende de vários fatores como presença de cloreto e oxigênio dissolvido, pH e temperatura.

O chumbo pode se dissolver na água, sobretudo se está muito ácida. Por outro lado as águas duras contêm íons carbonatos, que junto com o oxigênio formam uma camada insolúvel na superfície do chumbo que contêm compostos como o carbonato de chumbo. Tal camada impede que o metal sob a mesma dissolva-se na água que flui no interior da tubulação BAIRD(2002).

No solo, o chumbo pode vir do ar ou da erosão de rochas. A utilização de materiais que o contenham como composto pode produzir o pó de chumbo, que podem vir a partir de casas, especialmente as mais velhas, que usaram tintas à base de chumbo ou solda de chumbo. O pó de chumbo é especialmente perigoso para bebês e crianças, porque elas tendem a colocar coisas em suas bocas e suas zonas de respiração estão mais próximas do nível do chão onde o pó de chumbo tende a se acumular (Health Canada, 2008).

O níquel é um elemento metálico que pertence ao grupo 8B da tabela periódica, de ponto de fusão e ebulição, respectivamente, - 1555 °C e 2837 °C e densidade de 8,90 Kg / m<sup>3</sup> a 25 ° C WHO (2005).

O níquel é utilizado como uma das camadas-bases da galvanoplastia do cromo, para o cromo se aderir ao ferro, na produção de ligas e outras funções metalúrgicas. Ele também é utilizado como catalisador em certas reações de hidrogenação como, por exemplo, na fabricação de margarina e manteiga a partir de gorduras líquidas (Oliveira, 2003 apud Tonani, 2008).

Este elemento é emitido para o ambiente de forma antrópica ou natural e é circulado em todos os sistemas ambientais por meio de processos químicos e físicos além de ser biologicamente transportados pelos organismos vivos. Níveis muito baixos de níquel podem ser encontrados no ar ambiente, como resultado das utilizações industriais, queima de combustíveis fósseis, lamas e incineração de resíduos (GOYER & CLARKSON, 2001).

As fontes primárias de emissões de níquel no ar são a combustão de carvão e óleo, a incineração de resíduos e de lodo de esgoto, mineração e produção de níquel, a fabricação de aço, a galvanoplastia e outras diversas fontes, tais como fabricação de

cimento. No ar poluído, os compostos de níquel predominantes podem ser o sulfato, óxidos, e sulfetos de níquel, e em menor medida níquel metálico IPCS(1991).

Altas concentrações de níquel podem ocorrer nas águas subterrâneas em áreas com rochas máficas ou ultramáficas. Concentrações de níquel em água a partir de acontecimentos naturais só são suscetíveis de preocupação com a saúde, em ambientes onde o pH é inferior a 4,5 ou quando o oxigênio é introduzido em um aquífero anaeróbio utilizado para o bombeamento de águas subterrâneas THOMPSON *et al.*, (2007).

Segundo IPCS (1991) o níquel é encontrado naturalmente em todos os solos, podendo existir de diversas formas, como por exemplo, minerais inorgânicos cristalinos, precipitados, complexado ou adsorvido sobre superfícies de cátions orgânicos e também dissolvido na solução de solo.

Além da forma natural que este composto encontra-se no solo, através da erosão das rochas, a introdução de níquel pode se dá também por deposição atmosférica que se atribui a pequenas partículas de poeira que sedimentam no chão ou até mesmo através de chuvas infiltrando-se no solo segundo DURÃES *et al.* (2007).

O bário é um metal alcalino terroso, macio, de aspecto branco-prateado situado no grupo 2A da tabela periódica, com densidade igual a 3,6 kg/m<sup>3</sup>, e ponto de fusão e ebulição, respectivamente, 710 °C e 1500 °C (Feltre, 2004). Este metal apresenta-se como elemento traço nas rochas ígneas e sedimentares.

O Bário não é encontrado livre na natureza, e sim em uma série de compostos, como o sulfato de bário e o carbonato de bário, que são deste elemento, os principais minerais WHO (2004).

Os compostos de bário, incluindo o sulfato de bário e o carbonato de bário, são utilizados em plásticos, borrachas, em esmaltes cerâmicos, na fabricação de vidro, de tijolos e fabricação de papel, de eletrônicos e na indústria têxtil, é utilizado como um aditivo lubrificante em produtos farmacêuticos e cosméticos, no caso de endurecimento do aço e do petróleo e gás indústria, são usados como um agente umectante de lama de perfuração (WHO, 2004).

A principal fonte natural de bário é resultado da lixiviação e erosão de rochas sedimentares em águas subterrâneas. As taxas para água potável são geralmente inferiores a 100 µg/L e em água provenientes de águas subterrâneas já foram medidas concentrações acima de 1 mg/L (WHO, 2003).

O bário é liberado primeiramente para a atmosfera como resultada das emissões industriais, durante a mineração, refino e produção e da queima de combustíveis fósseis. Este está presente na forma particulada, podendo haver mudança no próprio ar. Níveis de base de bário no meio ambiente são muito baixos. O ar que respiramos contém aproximadamente 0,0015 µg /L, e em torno de fábricas, que os compostos de bário são liberados para a atmosfera, tem cerca de 0,33 µg/L ou menos de bário (ATSDR, 2007).

Este metal está presente no solo através do processo natural de formação do solo, que inclui a distribuição de rochas-mãe pelo intemperismo, e também do processo de deposição atmosférica.

Os níveis de bário são elevados em solos formados a partir de calcário, feldspato, biotita e micas dos xistos e folhelhos na faixa de 100 a 3.000 mg/kg, a abundância média de 500 mg/kg. O teor de bário presente na solução de solo está muito relacionado com a dureza da água, já que o bário está sempre presente com o cálcio. IPCS (1990).

O boro elementar existe na forma sólida, na maioria das vezes, como cristais pretos monoclinicos ou como um pó amarelo ou marrom amorfo (quando impuro), à temperatura ambiente.

O boro é um metalóide relativamente inerte, exceto quando em contato com oxidantes fortes agentes. Este elemento é da família 3A na tabela periódica, possui altos pontos de fusão e ebulição 2300 °C e 2580 °C, respectivamente, e sua densidade é 2,45 kg / m<sup>3</sup> (Feltre, 2004; WHO, 2009).

Ácido bórico e boratos, as substâncias mais comuns, são utilizados na fabricação de vidro (fibra de vidro, vidro de borosilicato e esmaltes), sabões, detergente, em pesticidas, fertilizantes agrícolas, é usado em retardadores de chama e absorventes de neutrões para instalações nucleares.

Ácido bórico, boratos e perborato também têm sido utilizados em anti-sépticos suaves, cosméticos, produtos farmacêuticos, normalmente como tampões de pH, ele é usado, também, para o tratamento de câncer, por sua facilidade de captura de neutrões WHO (2009).

O Boro entra no ambiente, principalmente através do intemperismo e lixiviação de rochas, volatilização de ácido bórico a água do mar e atividade vulcânica. Ele também é liberado a partir de fontes antropogênicas, em menor medida.

A maior presença de boro ocorre no oceano, com uma concentração média de 4,5 mg/L. Na água as concentrações variam muito e dependem da geologia envolvente e das descargas de águas residuais.

O teor de borato na água de superfície pode ser aumentado, como resultado de descargas de águas residuais. Os níveis de boro em faixas nas águas superficiais variam de 0.001 a 360 mg/L (WHO, 2009).

O Boro é essencial ao crescimento das plantas, com rendimento ótimo na produtividade, em concentrações próximas a poucos décimos de mg/L em solução nutriente, porém é tóxico para algumas plantas mais sensíveis em concentração de 1 mg/L no solo como, por exemplo, o Citrus. No entanto, existem gramíneas relativamente tolerantes, mesmo em concentrações de 2 a 10 mg/L (ANDREOLI, 2001).

O boro acumula-se em plantas aquáticas e terrestres, mas não se amplia através da cadeia alimentar. As concentrações de boro variam em plantas aquáticas submersas e em vegetação emergentes de água doce, respectivamente, 26 e 382 mg/kg e de 11,3 a 57 mg/kg, e em plantas terrestres variam de 2,3 a 94,7 mg/kg. Os organismos que vivem em ambientes marinhos (invertebrados e peixes) os níveis ficam entre 0,5 e 4 mg/kg (IPCS, 1998).

O zinco metálico tem aspecto branco-azulado brilhante, é maleável, quando aquecido entre 100 a 150 ° C e a 210 ° C torna-se frágil e pulverizável. Seu ponto de fusão e ebulição são, respectivamente, 419,4 ° C e 906,1 ° C e sua densidade relativa é 7,14 kg/m<sup>3</sup> (Feltre, 2004).

Este é um dos elementos mais comum na crosta terrestre, pois aparece em quase todas as rochas ígneas. A maior parte dos recursos de Zn estão sob a forma de esfalerita em depósitos hospedados em sedimentos e depósitos de filiação vulcanogênica TEIXEIRA *et al.* (2000).

A presença deste elemento é comum nas águas superficiais em concentrações, geralmente, abaixo de 10 µg/L e em águas subterrâneas ocorre entre 10 e 40 µg/L. Na água da torneira, a concentração do metal pode ser elevada devido à dissolução do zinco das tubulações. A água com elevada concentração de zinco tem aparência leitosa e produz um sabor metálico ou adstringente quando aquecida (CETESB, 2001).

O lodo de esgoto e fertilizantes também contribui para aumento dos níveis de zinco no solo. Em escala mundial, estima-se que entre 1.193.000 e 3.294.000 toneladas de zinco por ano, são liberadas para o solo a partir de fontes antropogênicas ASTDR (2005).

O Zn é usado em revestimento para proteger ferro e aço, e misturas para fundições e em latão, chapas e lâminas de revestimento de baterias elétricas, coberturas e acessórios exteriores de construções e em alguns processos de impressão (Andreoli, 2001).

Pertencente ao grupo dos metais de transição, o ferro é encontrado na natureza na forma de minério nas jazidas, misturado com impurezas e terra, sendo o segundo metal mais abundante na crosta terrestre sendo mais comumente encontrado na natureza sob a forma de seus óxidos.

É um sólido branco-acinzentado, de densidade  $7,8 \text{ kg/m}^3$ , que funde a cerca de  $1535^\circ \text{C}$ , passando ao estado pastoso. Na natureza apresenta-se, principalmente, combinado com o oxigênio em forma de óxidos: hematita, magnetita, limonita e siderita WHO (2003).

O ferro é de longe o primeiro mineral metálico extraído, com uma produção mundial, em crescimento desacelerado, da ordem de 500 milhões de toneladas.

É comumente utilizado pelas indústrias, como material de construção, em tubulações de água potável. Os óxidos de ferro são utilizados como pigmentos em tintas e plásticos. Vários sais de ferro são usados como coagulantes no tratamento de água. Outros compostos são usados como corantes alimentares e para o tratamento de deficiência de ferro em humanos e também é muito utilizado na fabricação de automóveis e eletrodomésticos (ATSDR, 2003).

A presença deste metal aparece principalmente em águas subterrâneas devido à dissolução do minério pelo gás carbônico contido na água. O carbonato ferroso é solúvel e frequentemente é encontrado em águas de poços contendo elevados níveis de ferro.

Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens. Também é importante a contribuição de efluentes industriais, pois muitas indústrias metalúrgicas desenvolvem atividades de remoção da camada oxidada (ferrugem) das peças antes de seu uso, processo conhecido por decapagem, que normalmente é procedida através da passagem da peça em banho ácido (IPCS, 1998).

O Estanho é um dos metais mais antigos e usuais é relativamente leve, muito maleável, com ponto de fusão igual a  $232^\circ \text{C}$  e densidade de  $7,2 \text{ kg/m}^3$ . Em temperaturas muito baixas pode tomar outra forma alotrópica, o estanho cinzento, de densidade  $5,8 \text{ kg/m}^3$ .

O estanho é usado principalmente na produção de revestimentos utilizados na indústria alimentar, particularmente em comida enlatada, onde esta representa a principal via de exposição humana a estanho.

Em virtude de sua resistência a certos agentes corrosivos, o metal puro é utilizado em forma de revestimento para utensílios de cozinha, na indústria farmacêutica, na proteção de peças mecânicas, ou mesmo na composição de ligas como elemento base ou como aditivo, devido à sua fusibilidade (soldas), seu poder de resistência ao atrito, a facilidade com que se deixa moldar e a ação endurecedora que exerce WHO (2003).

Para a população em geral, a água potável não é uma fonte importante de estanho, porém está crescendo a utilização de estanho na solda das canalizações, pois é usado como inibidor de corrosão.

O manganês é um elemento químico, do grupo VII B da tabela periódica, dos metais de transição, de coloração cinza clara, quebradiço, apresenta, no entanto, alto grau de dureza é quimicamente ativo, corrosível pelo ar úmido e por muitas soluções.

Este elemento puro apresenta-se em estado sólido à temperatura ambiente. Não apresenta magnetismo, mais formam diversos compostos magnéticos, como os boretos e nitretos IPCS (1981).

Sendo este, o décimo segundo elemento mais abundante na crosta terrestre (aproximadamente 0,1% da massa), podendo ser encontrado nas rochas, no solo, na água e nos alimentos, não ocorrendo naturalmente como metal livre, mas em mais de cem minerais, como óxidos, carbonatos e silicatos que são os mais importantes HERNÁNDEZ(2009).

O Mn metálico (ferromanganês) é usado, principalmente, na produção de aço, o dióxido de manganês é utilizado na produção de baterias, palitos de fósforo, porcelanas e materiais a base de vidro.

O sulfato de manganês é usado como fertilizante, na fabricação de cerâmicas e fungicidas. O permanganato de potássio é um pó oxidante utilizado como desinfetante, agente anti-algas, agente de limpeza de metais e conservante de folhas e frutas secas (ATSDR, 2000).

A deposição através de esgotos municipais, atividade de mineração e siderúrgica, o consumo de combustíveis fósseis e, em menor escala, a combustão de aditivos de combustíveis e a lixiviação agrícola que é a principal fonte antropogênicas desse metal para o ambiente HERNÁNDEZ(2009).

O cobre é um dos poucos metais que ocorrem na natureza em estado puro. Na antiguidade era considerado precioso, embora de menor valor que o ouro e prata.

É um elemento químico metálico, vermelho-amarelado, encontrado em vários sais minerais e compostos orgânicos. Na natureza pode ser encontrado tanto na forma elementar como metálica, tem densidade  $8,9 \text{ kg/m}^3$  e funde-se a  $1.084^\circ \text{C}$  é o metal que melhor conduz eletricidade. Destaca-se, também, por sua elevada condutividade térmica e sua resistência à deformação e à ruptura, faz com que ele seja matéria-prima preferencial para a fabricação de cabos, fios e lâminas TONANI (2008).

Do total de Cu usado anualmente no mundo, 65% é empregado na indústria elétrica e eletrônica, cerca de 15% na construção civil e os restantes 20% em equipamentos de transportes, ar condicionado e refrigeração, peças de equipamentos de engenharia e equipamentos hidráulicos( IPCS, 1998).

Para a ATSDR (1990) a exposição ambiental ao Cu é inevitável, onde mais de 75 mil toneladas são liberadas para a atmosfera anualmente, sendo que um quarto decorre de fontes naturais e o restante de atividades antropogênicas, estas incluem a emissão pelas atividades de mineração e fundição, pela queima de carvão como fonte de energia.

### **3.10.1 ELEMENTOS METÁLICOS EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

METCALF & EDDY (2003), afirmam que as fontes de metais nas águas residuárias são as descargas de habitações residenciais, industriais, comerciais e infiltrações de águas subterrâneas e há grande importância na determinação de metais nas estações de tratamento de águas residuárias, pois a eficiência de remoção ou o balanço das concentrações desses elementos irão influenciar na disposição final do efluente e do biossólido, principalmente se eles tiverem fins agrícolas.

Para HOWE & DOBSON (2002) na estação de tratamento os elementos metálicos podem está associados a partículas em suspensão ou estar presente como complexos orgânicos e inorgânicos, solúveis ou insolúveis – raramente – ou em complexos coloidais.

Os elementos nutritivos de maior importância para as bactérias em ordem decrescente são: nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio e selênio. As necessidades nutricionais dos microorganismos, envolvidos no processo

biológico de digestão, são estabelecidas em função da química celular, pelo fato, de se existir um grande número de espécies bacterianas e a dificuldade de se determinar a composição exata de cada uma, são determinadas com base na composição empírica das células (CHERNICHARO, 1997).

Segundo CAMPOS apud SILVA & COSTA (2011), para o processo de digestão anaeróbio, os micronutrientes essenciais são: o ferro, o cobalto o zinco e o níquel. O efeito estimulante com a utilização de metais traços foi realizado em laboratório sendo o ferro o único utilizado em reatores de grande porte, obtendo resultados satisfatórios. Portanto, em quantidades apropriadas, alguns metais fazem parte do metabolismo dos microorganismos, podendo chegar a ser estimulante do processo, desde que não se exceda os limites de inibição.

Segundo KROEKER *et al* (1979) existem substâncias que agem como inibidoras do processo de digestão anaeróbia. Um material pode ser julgado inibidor quando ele faz mudanças adversas na população microbiana ou inibi do crescimento bacteriano.

A inibição é normalmente indicada por uma diminuição da taxa do estado estacionário de produção de gás metano e acumulação de ácidos orgânicos. GOETTEMS (1987) afirma que há uma direta relação entre a faixa de pH e a toxicidade de alguns metais como, por exemplo, o Cu. Cada metal tem uma faixa específica de pH, onde há uma rápida mudança no efeito tóxico produzido, e isto quer dizer, também, que em águas mais “duras” a maioria dos metais tornam-se menos tóxicos ao processo biológico.

O pH está diretamente relacionado com remoção deste elementos metálicos, pois elevando-se induz o metal que encontra-se dissolvido a precipitar.

A priori, a maioria dos elementos metálicos são xenobióticos, causam inibição no tratamento biológico de esgotos, ou seja, afetam a cinética do crescimento bacteriano, interferindo na remoção da matéria orgânica.

Para que um metal seja estimulante ou inibidor para microorganismos anaeróbios depende da concentração total do metal, as formas químicas e os fatores relacionados ao processo. As bactérias acidogênicas são mais resistentes a toxicidade dos metais que as metanogênicas, no entanto, especula - se que alguns grupos tróficos podem inibir mais o processo nos digestores anaeróbios do que as bactérias metanogênicas (Hickey et al, 1989; Zayed & Winter, 2000).

De acordo com os estudos realizados por LIN E CHEN (1999) as concentrações de metais que causaram 50% de inibição das bactérias metanogênicas durante o

processo de metanogênese indicaram que a toxicidade diminuiu na ordem de Cu>Zn>Ni.

Esses resultados não são surpreendentes, uma vez que o Zn e o Ni são componentes de várias enzimas em microorganismos nas condições anaeróbias.

LIN (1992) afirma que a sensibilidade relativa de acidogênese e metanogênese aos metais é Cu>Zn>Cr>Cd>Pb>Ni e Cd>Cu>Cr>Zn>Pb>Ni, respectivamente.

PIVONELLI (1988) aponta que a capacidade dos microrganismos de recuperarem a sua ação de oxidação na presença de íons metálicos, ou seja, de se recuperarem da inibição, é transitória em função da concentração e não deve produzir danos permanentes, principalmente, no tratamento aeróbio. Por outro lado, há numerosos exemplos de deterioração ocorridos no tratamento biológico quando uma carga tóxica era recebida em uma ETE, mas o tratamento recuperava sua eficiência após a vazão de resíduos tóxicos serem interrompidas. De acordo com GOETTEMS (1987), As lagoas de estabilização são eficientes na remoção de metais, devido eles se depositarem nos sedimentos das lagoas tanto pela formação de complexos quanto pela baixa sensibilidade em pH alto.

Alguns metais mostram claramente a intensa toxicidade na DBO em processo de tratamento biológico, como por exemplo, o cobre na DBO (5 dias) à 20°C. A presença destes elementos metálicos pode levar o consumo de oxigênio a níveis tão baixos, que os processos de fixação de energia por parte dos microrganismos, podem resultar a um estado de desativação total, desaparecendo com isso a possibilidade de vida entres estes seres (PIVONELLI, 1988).

### 3.11A ESTATÍSTICA MULTIVARIADA

Em quase todas as áreas de pesquisa várias variáveis são mensuradas e, em geral, essas devem ser analisadas conjuntamente. A análise multivariada é a área da estatística que trata desse tipo de estudo e existem várias técnicas que podem ser aplicadas, sendo que, a utilização dessas depende do tipo de dado que se deseja analisar e dos objetivos do estudo.

Existem, basicamente, duas formas de classificar as análises multivariadas: as que permitem extrair informações a respeito da independência entre as variáveis que caracterizam cada elemento, tais como análise fatorial, análise de agrupamento, análise canônica, análise de ordenamento multidimensional e análise de componentes principais; e as que permitem extrair informações a respeito da dependência entre uma ou mais variáveis ou uma com relação à outra, tais como análise de regressão multivariada, análise de contingência múltipla, análise discriminante e análise de variância multivariada.

Sendo que nesta dissertação optou-se pela realização da análise de agrupamento (CLUSTER) e Análise De Componentes Principais (ACP).

#### 3.11.1 A Análise de Agrupamento

A análise de agrupamento, também conhecida como análise de conglomerados, classificação ou cluster, tem como objetivo dividir os elementos ou objetos da amostra, ou população, em grupos de forma que os objetos pertencentes a um mesmo grupo sejam similares entre si com respeito às variáveis (características) que neles foram medidas, e os objetos em grupos diferentes sejam heterogêneos em relação a estas mesmas características (MINGOT, 2005).

Esta técnica multivariada tem por objetivo proporcionar uma ou várias partições na massa de dados, em grupos, por algum critério de classificação, de tal forma que exista homogeneidade dentro e heterogeneidade entre grupos (SNEATH & SOKAL, 1973; MARDIA *et al.*, 1997).

Essa técnica sumariza dados para interpretação e utiliza métodos que procuram grupos excludentes, ascendentes, reduzindo as informações de um conjunto de  $n$  indivíduos para informações de um novo conjunto de  $G$  grupos, onde  $G$  é

significativamente menor que  $N$ , resultando um dendrograma de exclusão (MARDIA *et al.*, 1997).

De modo sintético, a técnica pode ser descrita como se segue: dado um conjunto de  $n$  indivíduos para os quais existe informação sobre a forma  $p$  variáveis, o método de análise de agrupamento procede ao agrupamento dos indivíduos em função da informação existente, de tal modo que os indivíduos pertencentes a um mesmo grupo sejam tão semelhantes quanto possível e sempre mais semelhantes aos elementos do mesmo grupo do que aos elementos dos grupos restantes.

Essa técnica é também chamada de técnica de partição, classificação ou taxonomia, embora o termo partição seja mais utilizado para uma das técnicas específicas da análise: aquela em que os indivíduos são divididos por um número preestabelecido de grupos.

Segundo AAKER *et al.* (2001), a premissa mais importante da análise de agrupamento é a de que a medida de similaridade ou dissimilaridade na qual o processo de agrupamento se baseia é uma medida válida de similaridade ou dissimilaridade entre os indivíduos. A segunda premissa mais importante é a de que existe uma justificativa teórica para estruturar os indivíduos em grupos. Como em outras técnicas multivariadas, também há teoria e lógica guiando e dando base à análise de agrupamento.

Geralmente, é difícil avaliar a qualidade do processo de agrupamento. Não existem testes estatísticos padrões para garantir que o resultado seja puramente aleatório. O valor do critério medida, legitimidade do resultado, aparência de uma hierarquia natural (quando for empregado um método não hierárquico) e confiabilidade de testes de divisão de amostra, oferecem informações úteis (BUSSAB *et al.*, 1990).

Entretanto, é difícil saber, exatamente, quais os grupos são muito parecidos e quais objetos são difíceis de serem inseridos. Geralmente, não é fácil selecionar um critério e programa de agrupamento por meio de outra referência que não a disponibilidade.

Na análise de agrupamento, é fundamental ter particular cuidado na seleção das variáveis de partida que vão caracterizar cada indivíduo, e determinar, em última instância, qual o grupo em que deve ser inscrito.

Nesta análise não existe qualquer tipo de dependência entre as variáveis, isto é, os grupos se configuram por si mesmo sem necessidade de ser definida uma relação causal entre as variáveis utilizadas. Essa análise não faz uso de modelos aleatórios, mas é útil por fornecer um sumário bem justificado de um conjunto de dados.

As técnicas são exploratórias e a ideia é, sobretudo gerar hipóteses, mais do que testá-las, sendo necessária a validação posterior dos resultados encontrados através da aplicação de outros métodos estatísticos (Reis, 1997).

Genericamente, a análise de agrupamento compreende cinco etapas (AAKER *et al.*, 2001):

1. A seleção de indivíduos ou de uma amostra de indivíduos a serem agrupados;
2. A definição de um conjunto de variáveis a partir das quais serão obtidas informações necessárias ao agrupamento dos indivíduos;
3. A definição de uma medida de semelhança ou distância entre os indivíduos;
4. A escolha de um algoritmo de partição/classificação;
5. Por último, a validação dos resultados encontrados.

### 3.11.2 Medidas de Similaridade e Dissimilaridade

Para que se possa proceder ao agrupamento de objetos é necessário que se decida a priori a medida de similaridade ou dissimilaridade que será utilizada. Existem vários tipos de medidas e cada uma delas reproduz um determinado tipo de agrupamento. As medidas mais comuns, e que estão presentes na maioria dos softwares estatísticos serão apresentadas a seguir.

#### 3.10.2.1 Distância Euclidiana

A distância euclidiana é a distância geométrica no espaço multidimensional. A distância euclidiana entre dois elementos  $X = [X_1; X_2; \dots; X_p]$  e  $Y = [Y_1; Y_2; \dots; Y_p]$ , segundo MINGOTI (2005) é definida por:

$$d_{xy} = \sqrt{(x_1 - y_1)^2 + (x_2 - y_2)^2 + \dots + (x_p - y_p)^2} = \sqrt{\sum_{i=1}^p (x_i - y_i)^2}$$

Equação 1

#### 3.10.2.2 Distância Euclidiana Quadrática

A distância euclidiana quadrática entre dois elementos  $X = [X_1, X_2, \dots, X_p]$  e  $Y = [Y_1, Y_2, \dots, Y_p]$ , segundo MINGOTI (2005) é definida por:

$$d_{xy} = (y_1 - y_1)^2 + (x_2 - y_2)^2 + \dots + (x_p - y_p)^2 = \sqrt{\sum_{i=1}^p (x_i - y_i)^2} \quad \text{Equação 2}$$

### 3.10.2.3. Distância de MANHATTAN

A distância de Manhattan entre dois elementos  $\mathbf{X} = [\mathbf{X}_1, \mathbf{X}_2, \dots, \mathbf{X}_p]$  e  $\mathbf{Y} = [\mathbf{Y}_1, \mathbf{Y}_2, \dots, \mathbf{Y}_p]$ , segundo MINGOTI (2005) é definida por:

$$d_{xy} = |y_1 - y_1| + |y_2 - y_2| + \dots + |y_p - y_p| = \sqrt{\sum_{i=1}^p |y_p - y_p|} \quad \text{Equação 3}$$

Em muitos casos, a distância de Manhattan apresenta resultados similares ao da distância Euclidiana. Entretanto, nessa medida, o efeito de uma grande diferença entre uma das dimensões de um elemento é minimizado, já que a mesma não é elevada ao quadrado.

### 3.10.2.4 Distância de CHEBYCHEV

A distância de CHEBYCHEV é apropriada no caso em que se deseja definir dois elementos como diferentes, se apenas umas das dimensões é diferente. Entre dois elementos  $\mathbf{X} = [\mathbf{X}_1, \mathbf{X}_2, \dots, \mathbf{X}_p]$  e  $\mathbf{Y} = [\mathbf{Y}_1, \mathbf{Y}_2, \dots, \mathbf{Y}_p]$ , segundo MINGOTI (2005) é definida por:

$$d_{xy} = \max(|y_1 - y_1| + |y_2 - y_2| + \dots + |y_p - y_p|) \quad \text{Equação 4}$$

### 3.10.2.5 Distância de MINKOWSKY

A Distância de MINKOWSKY entre dois elementos  $\mathbf{X}_1$  e  $\mathbf{X}_k$ ,  $1 \neq k$ , segundo MINGOTI (2005) é definida por:

$$d(x_1 - x_k) = \left| \sum_{i=1}^p w_i |x_{i1} - x_{ik}| \right|^{1/\lambda} \quad \text{Equação 5}$$

Onde  $W_i$  são os pesos de ponderação para as variáveis. Para  $\lambda = 1$  esta distância é conhecida como “city-block” ou Manhattan, e para,  $\lambda = 2$  tem-se a distância Euclidiana.

A Distância de Minkowsky é menos afetada pela presença de valores discrepantes na amostra do que a distância Euclidiana.

### 3.10.2.6 Métodos Hierárquicos

As técnicas hierárquicas podem ainda ser subdivididas em dois tipos: Aglomerativas, aonde através de fusões sucessivas dos  $n$  objetos, vão sendo obtidos  $n-1$ ,  $n-2$ , etc. grupos, até reunir todos os objetos num único grupo; divisíveis, partem de um único grupo, e por divisão sucessiva vão sendo obtidos 2, 3, etc. grupos.

O que caracteriza estes processos é que a reunião de dois agrupamentos numa certa etapa produz um dos agrupamentos da etapa superior, caracterizando o processo hierárquico.

Os processos aglomerativos são mais populares do que os divisíveis (BUSSAB *et al.*, 1990).

Existem vários métodos hierárquicos aglomerativos, que são caracterizados de acordo com o critério utilizado para definir as distâncias entre grupos.

A seguir, serão descritos os métodos mais comuns e disponíveis na grande maioria dos softwares estatísticos (MINGOTI, 2005).

#### 3.10.3.1 Método de Ligação Simples (Single Linkage)

Neste método, a similaridade entre dois conglomerados é definida pelos dois “vizinhos” mais próximos ou pelos dois elementos mais parecidos entre si. A distância entre dois grupos  $C_1 = \{X_1, X_3, X_5 \dots\}$  e  $C_2 = \{X_2, X_4 \dots\}$  definida por:

$$d(c_1, c_2) = \min\{d(x_1, x_k) \dots\} \text{ com } 1 \neq k, 1,3,5 \text{ e } k = 2,4 \quad \text{Equação 6}$$

#### 3.10.3.2 Método de Ligação Completa (Complete Linkage)

Este método, a similaridade entre dois conglomerados é definida pelos dois “vizinhos” mais distante ou pelos dois elementos “menos semelhantes” entre si. A distância entre dois grupos  $C_1 = \{X_1, X_3, X_5 \dots\}$  e  $C_2 = \{X_2, X_4 \dots\}$  definida por:

$$d(c_1, c_2) = \max\{d(x_1, x_k) \dots\} \text{ com } 1 \neq k, 1,3,5 \text{ e } k = 2,4 \quad \text{Equação 7}$$

### 3.10.3.3 Método das Médias das Distâncias (AverageLinkage)

Este método trata a distância entre dois conglomerados como a média das distâncias entre todos os pares de elementos que podem ser formados com os elementos dos dois conglomerados que estão sendo comparados.

Portanto, se o grupo  $C_1 = \{X_1, X_3, X_5, \dots\}$  tem  $n_1$  elementos e o grupo  $C_2 = \{X_2, X_4, \dots\}$  tem  $n_2$  elementos, a distância entre eles será definida por:

$$d(C_1, C_2) = \frac{1}{n_1 n_2} \sum_{i=1}^{n_1} \sum_{j=1}^{n_2} (X_{1i} - X_{2j})^2 \quad \text{Equação 8}$$

### 3.10.3.4 Método de Ward

Nos métodos anteriores, com exceção do método de centroide, quando se passa de estágio  $k$  para o estágio  $k + 1$  no algoritmo de agrupamento, ou seja, se passa de  $(n - k)$  para  $(n - k - 1)$  grupos, a qualidade da partição decresce, uma vez que o nível de fusão aumenta e, logo, o nível de similaridade decresce. Isso significa que a variação entre grupos diminui e a variação dentro dos grupos aumenta.

Em 1963, WARD propôs um método de agrupamento que é fundamentado justamente nesta “mudança de variação” entre os grupos e dentro dos grupos que estão sendo formados em cada passo do agrupamento.

O procedimento é também chamado de “Mínima Variância” e fundamenta-se nos seguintes princípios:

- inicialmente, cada elemento é considerado como um único conglomerado;
- em cada passo do algoritmo de agrupamento calcula-se a soma de quadrados dentro de cada conglomerado. Esta soma é o quadrado da distância euclidiana de cada elemento amostral pertencente ao conglomerado em relação ao correspondente vetor de médias do conglomerado, isto é,

$$SS_i = \sum_{j=1}^{n_i} (X_{ij} - \bar{X}_i)^2 \quad \text{Equação 9}$$

Onde:

$n_i$  é o número de elementos no conglomerado,

$c_i$  quando se está no passo  $k$  do processo de agrupamento

$x_{ij}$ , é vetor de observações do j-ésimo elemento amostral que pertence ao i-ésimo conglomerado

$\bar{X}_i$  é o centroide do conglomerado  $C_i$ ,

$SS_i$  Representa a soma de quadrados correspondente ao conglomerado  $C_i$ . No passo k, a soma de quadrados total dentro dos grupos é definida como:

$$SSR = \sum_{i=1}^{gk} SS_i \quad \text{Equação 10}$$

Onde:

$gk$  é o número de grupos existentes quando se está no passo k.

A distância entre os conglomerados  $C_i$  e  $C_j$  é definida como:

$$d(C_1, C_i) = \left[ \begin{array}{cc} n_1 & n_i \\ n_1 & n_i \end{array} \right] (X_1 - X_i)'(X_1 - X_i) \quad \text{Equação 11}$$

### 3.11.3 O Dendrograma

Dendrograma é uma representação matemática e ilustrativa de todo o procedimento de agrupamento através de uma estrutura de árvore.

Os nós do dendrograma representam agrupamentos, e os nós são compostos pelos grupos e ou objetos (grupos formados apenas por ele mesmo) ligados a ele (nó).

Se cortarmos o dendrograma em um nível de distância desejado, obteremos uma classificação dos números de grupos existentes nesse nível e dos indivíduos que os formam. O número de grupo dos indivíduos é obtido pelo corte do dendrograma em um nível desejado e então cada componente conectado forma um grupo.

Interpretação do dendrograma:

Existem três regras de bolso, que se deve utilizar para interpretar um dendrograma, (VALENTIM, 2000, p.61).

- Escrever no próprio dendrograma, em frente de cada amostra, as suas características, tudo o que poderá revelar os aspectos comuns entre as amostras de um mesmo grupo e as diferenças com as amostras de outro grupo;

- Começar a “ler” o dendograma dos baixos valores de similaridade, para os maiores. Assim, deverão ser interpretados, em primeiro lugar, os “grandes grupos”, geralmente poucos numerosos, pois seria em vão tentar explicar os grupos menores sem ter conseguido formular, antes, uma hipótese plausível sobre os grandes;
- Quando é possível, desenvolver, paralelamente, com os mesmos dados, uma análise de ordenação, que evidenciará os fatores responsáveis pelos agrupamentos.

### 3.12 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS – ACP

Segundo MINGOTI (2005) a técnica conhecida como análise de componentes principais (ACP) foi introduzida por Karl Pearson (1901) e tem como principal objetivo explicar a estrutura da variância e covariância de um vetor aleatório, composto de  $p$  variáveis aleatórias, através da construção de combinações lineares das variáveis originais. Estas combinações são chamadas de componentes principais e são não correlacionadas entre si.

Os principais objetivos da ACP são:

- a) Redução da dimensionalidade dos dados;
- b) Auxiliar na interpretação dos dados.

De outro modo, pode-se dizer que o objetivo principal da técnica é transformar um grupo de variáveis  $X_1, X_2, \dots, X_p$  ( $p$ -dimensional) correlacionadas em um novo grupo de variáveis não correlacionadas, digamos,  $Y_1, Y_2, \dots, Y_p$ , para melhor entender suas características.

Essas novas variáveis são combinações lineares das variáveis originais e são derivadas em ordem decrescente de importância, tal que, o primeiro componente principal explica a maior variação possível dos dados originais. Pode-se dizer também que a transformação acima constitui uma rotação ortogonal, isto é, as distâncias no espaço  $p$ -dimensional são preservadas (ANDERSON, 1984).

Algebricamente, o primeiro componente é uma combinação linear das  $X_1, X_2, \dots, X_p$ , isto é:

$$Y_1 = a_{11} X_1 + a_{12} X_2 + \dots + a_{1p} X_p \quad \text{Equação 12}$$

Da mesma forma que o primeiro, os demais componentes  $Y_2, Y_3, \dots, Y_p$ , podem ser representados através de combinações lineares das variáveis originais.

A derivação dos componentes não requer qualquer suposição sobre as variáveis, exceto, que sejam expressas numa mesma unidade. A única exigência que o método faz é quanto à existência do vetor médio ( $\mu$ ) e da matriz de covariância ( $\Sigma$ ).

O propósito do método é encontrar variáveis, se,  $Y_1, Y_2, \dots, Y_p$ , cujas variâncias decrescem da primeira à última. Cada  $Y_j$ , passa a ser uma combinação linear dos  $X$ 's, tal que

$$Y_j = a_{1j}X_1 + a_{2j}X_2 + \dots + a_{pj}X_p = aT_jX \quad \text{Equação 13}$$

Onde:

$aT_j = [a_{1j}, a_{2j}, \dots, a_{pj}]$  é um vetor de constantes denominado de vetor latente ou simplesmente **autovetor**.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. ÁREA DO ESTUDO

A pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgoto Sideral, construída na Rua São Francisco, lateral da Rua Sideral, no bairro Sideral. Essa estação faz parte do Programa de Ação Social em Saneamento para Populações de Baixa Renda – PROSANEAR, setor SIDERAL teve duração de dez meses do ano de 2010 e teve início em março de finalização em dezembro do referido ano.

A estação de tratamento de esgoto (ETE) Sideral é operada pela Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA) desde Junho de 1997 e suas etapas do tratamento de esgoto segundo o projeto final desenvolvido pela empresa Ciência Tecnologia e Engenharia de Ambiente – CEMA são constituídas por: unidade tratamento preliminar composta por (gradeamento, unidade de desarenação, dispositivo de medição de vazão), uma estação elevatória de esgoto, uma unidade de tratamento secundário para a remoção de matéria orgânica biodegradável (reatores anaeróbios de manta de lodo) onde o efluente depois de tratado é encaminhado ao corpo receptor, um sistema de tratamento de biogás, queimadores de gases e leitos de secagem cobertos, com capacidade para atender população de aproximadamente 29.910hab.

AS Figuras 06,07 e 08 demonstram o prédio administrativo, o reator UASB e imagem superior da ETE Sideral.



**Figura 6: Demonstra o prédio administrativo da ETE Sideral.  
Fonte: Direta**



**Figura 7: Demonstra o reator UASB com suas 04 células  
Fonte: Direta**

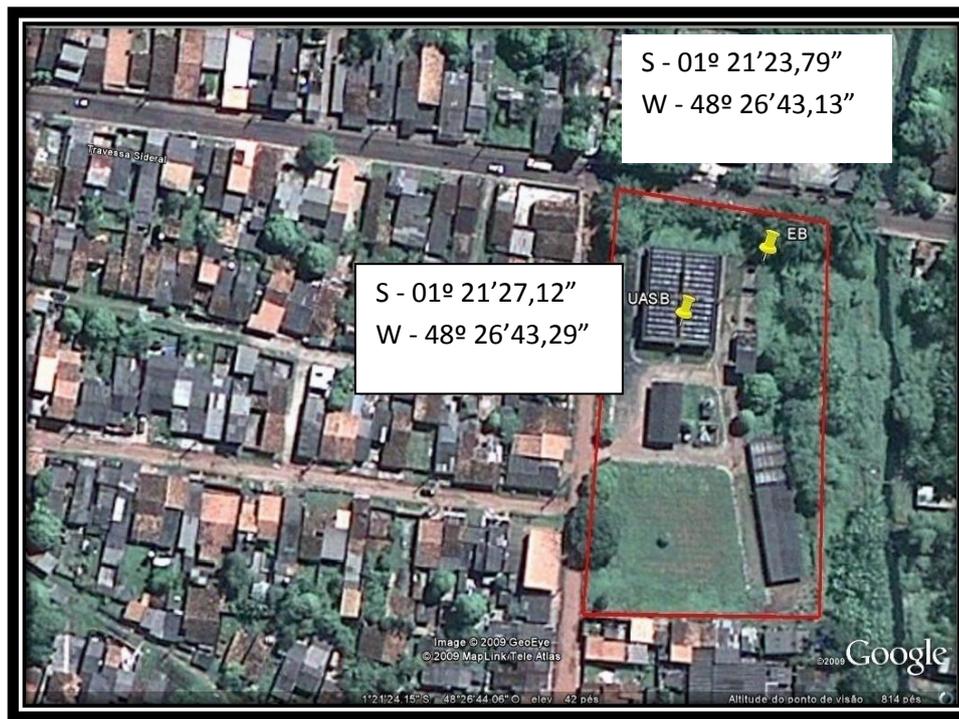


Figura 8: Demonstra o georeferenciamento da ETE Sideral  
 Fonte: Google Eart

#### 4.2. CARACTERÍSTICAS DA ETE SIDERAL

A ETE Sideral foi projetada para realizar tratamentos preliminares e secundários, com a possibilidade de futura implantação do tratamento terciário.

No projeto apresentado pelos técnicos da companhia de saneamento para a realização desta pesquisa, a ETE Sideral seria composta por: tratamento preliminar composto por estação elevatória; elevatória de lodos; módulos de reatores anaeróbios; leitos de secagem e unidades de tratamento de biogás (reator biológico e queimador).

O tratamento preliminar que constitui o sistema de tratamento da ETE Sideral atua na remoção física de sólidos grosseiros e de partículas, sendo formado pelas unidades de gradeamento e desarenação, tendo dispositivo de medição de vazão (medidor Parshall de entrada).

A remoção de matéria orgânica biodegradável (tratamento secundário) é realizada em módulos de reatores anaeróbios tipo UASB. O efluente tratado é encaminhado para o corpo receptor.

O lodo de excesso do reator UASB seria recalcado por elevatória de lodo até os leitos de secagem, para redução do teor de umidade. O efluente líquido do leito de

secagem deverá ser encaminhado ao poço de sucção da Estação Elevatória de esgoto bruto. A parte sólida será descartada em aterro sanitário (lodo desaguado).

O biogás gerado no reator UASB é conduzido até o queimador ou ao reator de tratamento de gases, sendo, então, liberado para a atmosfera, como se pode observar na Figura 09.

A estação ainda conta segundo este fluxograma com o pós-tratamento de efluente por desinfecção por cloração e em seguida alimentaria o corpo receptor. O rio Massaquara.

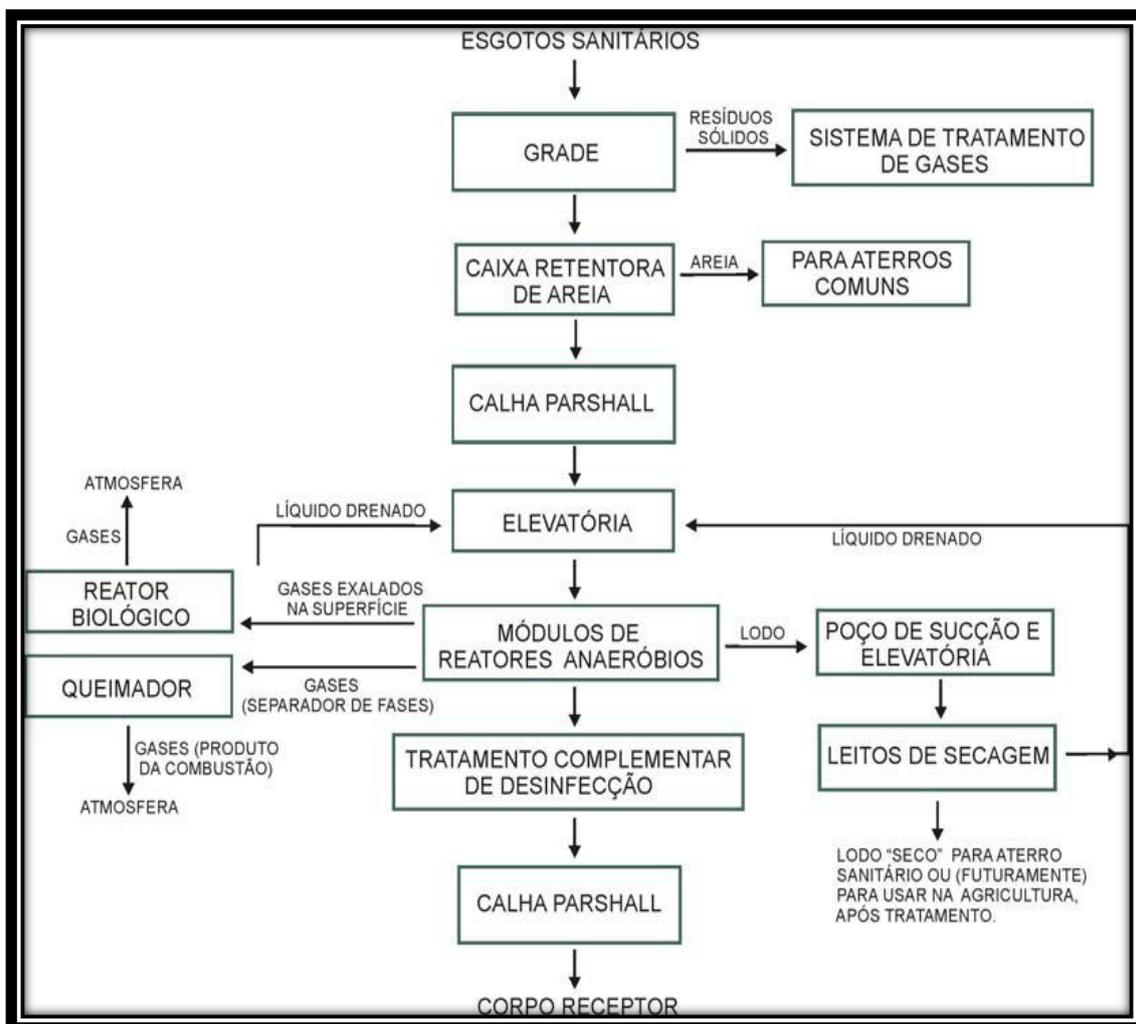


Figura 9: Fluxograma do projeto original das características da ETE Sideral.

Fonte: CEMA

#### 4.3. VERIFICAÇÃO DETALHADA DA SITUAÇÃO DOS COMPONENTES DA ETE SIDERAL.

Foram verificadas minuciosamente as especificações de todas as componentes da ETE Sideral. Com o objetivo de verificação de eficiência e de implantação eficaz do indicado em projeto.

Essas verificações e medições foram realizadas no local de estudo, e foram comparadas com os valores especificados em projeto.

Na Tabela 12 poderemos observar os valores encontrados de fato na atualidade em cada componente da estação de tratamento de esgoto - ETE sideral. E nas seguintes o comparativo das informações.

**Tabela 12: Os valores de projetos adotados e utilizadas na ETE Sideral**

PARAMETRO DE PROJETO DA ETE SIDERAL	VALOR
Vazão do dia de maior consumo (L/s)	73
Vazão do dia e da hora de maior consumo (L/s)	100
Vazão da hora de menor consumo (L/s)	43
Coefficiente de retorno	0,8
K1	1,2
K2	1,5
K3	0,5
Per capita de agua na população de projeto (L/hab. Dia).	120
Per capita de agua na população do entorno (L/hab. Dia).	150
População de projeto	22795
População do entorno do projeto	7115
Taxa de infiltração	0,5

Fonte: CEMA

#### 4.4 TRATAMENTO DAS AMOSTRAS

A amostragem que teve duração de (10) dez meses do ano de 2010 realizada na ETE Sideral foi do tipo composta mediante coleta manual do esgoto bruto e do efluente tratado durante realização de perfil de amostragem 24 h.

Observando-se, que a composição das amostras do esgoto bruto e do efluente tratado foram efetuadas mediante a coleta de alíquotas de volume proporcionais a vazão, registradas de 1h em 1h durante 24h, até se obter dois litros distintos para o esgoto bruto e para o efluente tratado da ETE.

A determinação do volume de alíquotas proporcional à vazão foi determinada pelas Equações:

$$FC = \frac{V}{N \times Q_m} \quad \text{Equação 14}$$

$$Va = Fc \times Qi \quad \text{Equação 15}$$

Em que:

Fc: fator de transformação do volume de alíquotas proporcional à vazão ( $L^3 \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$ );

V: volume de amostra para análises e exames bacteriológicos ( $L^3$ );

N: número de amostras ao longo do dia;

$Q_m$ : vazão média do sistema de tratamento ( $L^3 \cdot T^{-1}$ );

$Q_i$ : vazão no instante t qualquer durante a coleta de amostra ( $L^3 \cdot T^{-1}$ ).

Va: volume a ser coletado no determinado momento

As coletas de amostragem desta pesquisa foram de origem composta em um período de 24h, onde o volume coletado de hora em hora sofreu influencia significativa da variação da vazão do esgoto a ser tratado.

As equipes responsáveis pelas atividades de campo e laboratório contaram com o apoio imprescindível dos funcionários da COSANPA que atuavam como operadores da ETE, ao quais realizavam as coletas de hora em hora no período da noite, durante todo o tempo de realização deste trabalho de pesquisa.

Durante o dia as respectivas coletas eram realizadas pelos cinco alunos envolvidos em diferentes pesquisas realizadas na ETE.

As equipes revezavam em atividades de coletas e análise dos parâmetros para obtenção dos dados a serem trabalhados, assim como coletas, acondicionamento e transporte das amostras do esgoto bruto e efluente tratado da ETE, sempre obedecendo às recomendações utilizadas em laboratórios de referencia a nível Federal como o Instituto Evandro Chagas IEC.

Quanto e ao tipo de recipiente de coleta utilizado nesta pesquisa adotou-se frascos de material plástico de polipropileno com tampa rosqueável e de boca larga com capacidade para 1 litro.

O acondicionamento foi realizado em caixas isotérmicas nas quais as garrafas que continham as amostras eram mantidas sob refrigeração de mais ou menos  $10^\circ C$ , ate

seu transporte definitivo aos respectivos laboratórios para serem analisados, sempre buscando garantir as características do objeto a ser analisado tanto afluente quanto efluente.

As análises das variáveis mencionadas nesse estudo foram realizadas no Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Águas do Instituto de Tecnologia da Universidade Federal do Pará, sob a coordenação do Grupo de Estudos em Gerenciamento de Água e Reuso de Efluentes (GESA) e no laboratório da seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas.

Os procedimentos e as recomendações descritas nesse trabalho obedeceram ao Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA/ AWWA/ WEF, 1998)

Para as informações quanto ao tratamento FÍSICO-QUÍMICO o esgoto bruto e tratado foram analisados os seguintes parâmetros com suas respectivas recomendações de análises.

- Vazão: determinação utilizando medidor de nível ultrassônico micro processado para registrar e armazenar a variação da lâmina líquida de água na calha Parshall;
- pH: determinação utilizando a seção 4550-H+ B, método potenciométrico;
- Alcalinidade Total (AT): determinação utilizando a seção 2320-B, método titulométrico;
- DBO<sub>5 20</sub>: determinação utilizando a seção 5210-B, mediante a utilização do método de incubação de amostras e determinação respirométrica;
- DQO: determinação utilizando a seção 5220-D, mediante a utilização do método colorimétrico do refluxo fechado;
- SST: determinação utilizando a seção 2540-D, mediante a utilização do método gravimétrico a temperatura de 103-105 °C;
- SSV: determinação utilizando a seção 2540-E, mediante a utilização do método gravimétrico a temperatura de 550 °C;
- N-amoniaco: determinação utilizando a seção 4500-NH<sub>3</sub> B, mediante a utilização do método de destilação e Nesslerização;
- Fósforo total: determinação utilizando a seção 4500-P- A e 4500-P- E que correspondem, respectivamente, ao método de digestão de persulfato seguido pelo método colorimétrico do ácido ascórbico;

- Exames microbiológicos (*E.coli*): determinação utilizando a seção 9223 a 9225 mediante a aplicação do método de substrato enzimático;

Assim como a NBR 13403/95, que estabelece condições para a medição de vazão em efluentes líquidos e corpos receptores. Tais métodos são descritos a seguir:

Já para as análises de METAIS no Afluente e Efluente foram coletada 01 (uma) amostra semanal no período de 05 (cinco) semanas consecutivas. E todas seguiram o protocolo de realização de análises adotado no IEC no Equipamento de ICP-OES.

Para o preparo das amostras foi utilizada a técnica de redução de volume em placa de areia quente com acidez, Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Águas do Instituto de Tecnologia da Universidade Federal do Pará.

Os Metais analisados foram: Cádmio (Cd) total, Arsênio (As) total, Chumbo (Pb) total, Níquel (Ni) total, Bário (Ba) total, Boro (B) total, Zinco (Zn) total e Estanho (Sn) total.

A técnica de preparo das amostras para as análises no ICP-OES consiste em: após a coleta as amostras foram levadas, devidamente acondicionadas e isoladas, ao laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Águas do Instituto de Tecnologia da Universidade Federal do Pará, onde foram acidificadas com ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) até  $\text{pH} < 2$ , utilizou-se geralmente cerca de 1,5mL de  $\text{HNO}_3$  (65%) por litro de amostra.

No caso dos metais dissolvidos, filtraram-se as amostras em membranas de 0,45 $\mu\text{m}$  com bomba a vácuo, e em seguida, adicionou-se diretamente  $\text{HNO}_3$ .

Em seguida as amostras foram guardadas em refrigerador a aproximadamente 4°C até o procedimento de digestão onde foram utilizados 100 mL das amostras para digestão para as análises dos metais, em um Erlenmeyer de 250 mL, foram adicionados 100 ml de amostra e adicionado 3mL de  $\text{HNO}_3$  e levou-se a chapa aquecedora, devidamente fechados com vidro de relógio, a temperatura constante em 100 °C, por onde permaneceu até reduzir ao volume de aproximadamente 10 mL.

Depois de alcançar a temperatura ambiente na amostra, adicionou-se 3mL de HCl, e estas foram transferidas para tubos de centrifugação de 50 mL, onde foram aferidas com água Mili-Q até atingir tal volume. Este procedimento repetiu-se para todas as amostras dos elementos citados acima.

Os metais B, Ba, Cd, Ni, Pb, Sn e Zn foram determinados com Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado - ICP OES.

Os demais metais foram determinados através da espectrometria de absorção atômica por geração de hidretos. Ambos receberam preparos diferenciados de acordo com o método utilizado.

Quanto ao Lodo produzido pela ETE Sideral foram realizadas coletas compostas nos registros de gaveta localizados na parte inferior de cada módulo, totalizando 08(oito) amostras em cada campanha de coleta, sendo 04 em duplicata, nos 04 (quatro) módulos do reator. Em uma frequência de 08 (oito) coletas mensais

Durante as campanhas de amostragem foram realizadas coletas nos três pontos distribuídos ao longo da altura do reator denominados de mostradores que apresentavam altura de 1,45m; 2,15m e 2.85m respectivamente na 1º, 2º e 3º tubulação.

Os parâmetros de Metais analisados foram: Cádmio (Cd) total, Chumbo (Pb) total, Níquel (Ni) total, Bário (Ba) total, Cobre (Cu) total , Zinco (Zn) total e Cromo (Cr) total.

As amostras seguiram as recomendações do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA/ AWWA/ WEF, 1998) para suas determinações e preparo de amostras.

As amostras sofreram desidratação em temperatura ambiente para a remoção de umidade para que fosse evitada interferência entre a solução e os sólidos, depois de secas as amostras foram maceradas em almofariz de porcelana e peneiradas em seguida com peneira de 2 mm para que fosse garantido uma maior homogeneidade

Em seguida as amostras foram guardadas em recipientes de plásticos e até o processo de digestão com ácido nítrico a 65% muito parecido ao utilizado para as análises dos parâmetros de metais em meio líquido já descrito anteriormente.

Posteriormente se deu a leitura no equipamento de espectrofotometria por absorção atômica com plasma acoplado (ICP-OES) modelo Vista-MPX CCD simultâneo, axial da VARIAN o que seguiu o protocolo do equipamento.

As concentrações encontradas serviram tanto na caracterização como no afluente e efluente (metais) assim como nos metais no lodo, assim como a caracterização de entrada e saída de esgoto no reator serviram de dados para aplicação da técnica multivariada através da técnica PCA e análise de CLUSTER e para o Balanço de Massa deste trabalho de pesquisa.

#### 4.4.1 A Estatística Descritiva

A estatística descritiva é a etapa inicial da análise utilizada para descrever e resumir os dados. As disponibilidades de uma grande quantidade de dados e de métodos computacionais muito eficientes revigoraram esta área da estatística que aplica várias técnicas para descrever e sumarizar um conjunto de dados.

Diferencia-se da estatística inferencial, ou estatística indutiva, pelo objetivo: organizar, sumarizar dados ao invés de usar os dados em aprendizado sobre a população.

As técnicas usadas costumam classificar-se como:

1. Gráficos descritivos: São usados vários tipos de gráficos para sumarizar os dados. Por exemplo: Histogramas.

2. Descrição Tabular: Na qual se usam tabelas para sumarizar os dados. Por exemplo, tabelas de Frequências.

3. Descrição Paramétrica: Na qual estimamos os valores de certos parâmetros, os quais assumimos que completam a descrição do conjunto dos dados. Por exemplo: Média e como medida de dispersão do desvio padrão:

A descrição paramétrica (média e desvio padrão) será adotada para obtenção de dados que subsidiarão os cálculos de balanço de massa a média e o desvio padrão da estatística descritiva.

#### 4.4.2 A Estatística Multivariada ACP e CLUSTER

Para o alcance do objetivo dessa dissertação é verificar quais metais do esgoto da ETE-Sideral foi encontrado em maior quantidade e qual desses metais é mais similar ao ponto de formarem grupos e a verificação do balanço quantidade do material que entra no reator e o que sai do mesmo. Assim, aplicou-se a técnica multivariada análise de agrupamento (**análises Cluster**). O uso da análise de agrupamento irá nos ajudar, a saber, qual dos grupos é mais homogêneo entre si e heterogêneo entre eles de modo que cada objeto é semelhante aos demais no agrupamento, buscando assim, maximizar a homogeneidade dos objetos dentro dos grupos.

As análises de componentes principais – ACP para a sintetização das variáveis utilizada nas caracterizações da entrada e saída do esgoto bruto e tratado e dos metais do esgoto bruto e do lodo do ETE-Sideral e assim conseguir avaliar os aspectos técnicos

mais adequados a operação e funcionamento das unidades que integram o fluxograma tanto preliminar quanto secundário do tratamento de esgoto nas fases: líquida e sólida da ETE Sideral. A Análise de Componentes Principais será utilizada para criar ‘clusters’ ou grupos das variáveis, coletados no esgoto do ETE – Sideral.

A técnica estatística multivariada de Análise de Componentes Principais (ACP) consiste numa transformação da informação original (dados originais) projetando (comprimindo) em um número menor de dimensões de forma a permitir a visualização global dos dados no espaço n-dimensional através de gráficos bi ou tridimensionais (ESBENSEN *et al.*, 1994 e Sena *et al.*, 2000). Os novos eixos são combinações lineares dos eixos originais. Os escores são as projeções (localização) dos dados nesses novos eixos nas componentes principais (CP's) e os pesos indicam a contribuição de cada variável original nos novos eixos.

O conjunto de dados é colocado na matriz de dados “D” formada por  $m \times n$  elementos, onde as linhas correspondem aos “m” objetos e as colunas correspondem às “n” variáveis (Moita Neto & Moita, 1998).

Na ACP, os dados devem ser autoescalados (média zero e variância um) para assegurar que todas as variáveis contribuam igualmente para o modelo, independente da escala. Utiliza-se a técnica da validação cruzada para achar o melhor número de variáveis latentes calculando o número de componentes sem acrescentar ruído, na qual o erro mínimo de previsão é determinado.

As projeções bidimensionais dos dados nas CPs podem ser examinadas em relações aos objetos através dos gráficos dos escores e das variáveis através da combinação linear dos pesos (Egreja Filho *et al.*, 1999).

Assim sendo utilizou-se esta análise de componentes principais que tem como mérito principal eliminar redundâncias nas informações iniciais, diminuindo o número de variáveis realmente necessárias na descrição do esgoto observado, com a vantagem adicional de possuírem, em certas ocasiões, uma relação estreita com os fatores do material estudado.

Segundo a definição de JOHNSON (1998) a análise de componentes principais como sendo uma técnica estatística que transforma linearmente um conjunto de  $p$  variáveis em um conjunto com um número menor ( $k$ ) de variáveis não-correlacionadas, que explica uma parcela substancial das informações do conjunto original. As  $p$  variáveis originais ( $X_1; \dots; X_p$ ) são transformadas em  $p$  variáveis ( $Y_1; \dots; Y_p$ ), denominadas

componentes principais, de modo que  $Y_1$  é aquela que explica a maior parcela da variabilidade total dos dados,  $Y_2$  explica a segunda maior parcela e assim por diante.

Uma vez determinada às componentes principais, os seus valores numéricos, determinados de escores, podem ser calculados para cada elemento amostral. Deste modo, os valores de cada componente podem ser analisados, utilizando-se técnicas estatísticas usuais como em nosso caso utilizaremos análise de cluster, onde o mesmo foi utilizado para agrupar as variáveis que apresentavam características comuns.

Para o desenvolvimento deste trabalho, fez-se o uso do software MINITAB 14 para a formação do banco de dados e na realização da ACP e análise de cluster.

Para o levantamento de custos de manutenção e operação da ETE Sideral a metodologia utilizada foi o levantamento de preços em laboratórios, casa de revenda de materiais de escritórios, postos de combustíveis, a Rede Celpa, a COSANPA e levantamento de índices de tarifas gastos com o empregado pelo empregador.

#### 4.5 O BALANÇO DE MASSA

Neste balanço de massa analisaremos o quanto de material fica retido na grade, no desarenador, no reator e no leito de secagem, e o quanto de material seguiu para o modulo seguinte.

Estes equipamentos tiveram suas especificações verificadas minuciosamente comparando o especificado em projeto e os valores que realmente foram implantados na ETE.

Para a realização desta fase da pesquisa foram utilizadas varias Equações abaixo discriminadas, com o objetivo de determinação do volume diário de material grosseiro retido em todos os componentes da ETE.

Serão adotados os valores de vazão: 73 L/s ou 6.307,20 m<sup>3</sup>/d(vazão de projeto), para 43L/s (vazão media). As equações apresentados a seguir foram determinadas por vários pesquisadorese servem de base para os cálculos do balanço.

As variáveis fixadas para a realização do balanço de massa foram as seguintes:

#### 4.5.1 Gradeamento (DROSTE 1997)

$$\frac{V_{\text{material gradeado}}}{V_{\text{esgoto}}} = \frac{0,005 \text{ m}^3}{1000 \text{ m}^3} \quad \text{Equação 16}$$

Vg: volume de material retido por m<sup>3</sup> de esgoto – literatura (0,005m<sup>3</sup>) –

JORDÃO (1997)

A densidade aparente da matéria orgânica segundo OLIVA 1997 (b) varia entre 1,025 e 1,424 kg/m<sup>3</sup>, adotaremos 1,025 kg/m<sup>3</sup>.

$$d = \frac{m}{v} \quad \rightarrow \quad m = D \times V \quad \text{Equação 17}$$

Onde:

d = densidade

m = massa

v = Volume

#### 4.5.2 Desarenador

O material fica retido ou decantado em uma caixa de areia com as especificações como as da ETE sideral, as quais já foram demonstradas na Tabela 16. Para a realização desta fase da pesquisa. Segundo (CARRASCO 1992)

$$\frac{V_{\text{areia}}}{V_{\text{esgoto}}} = \frac{0,012 \text{ m}^3}{\text{m}^3} \quad \text{Equação 18}$$

A densidade da areia adotada será de 2,650 kg/m<sup>3</sup> encontraremos a massa de areia retido no desarenador por dia.

$$d = \frac{m}{v} \quad \rightarrow \quad M_{\text{areia}} = D \times V \quad \text{Equação 19}$$

Onde:

d = densidade

m = massa de areia

v = Volume

### 4.5.3 Reator UASB de Fluxo Ascendente

#### 4.5.3.1 Matéria Orgânica

Para matéria orgânica, foram utilizadas as Equações 20 e 21 com o objetivo de realizar o balanço de massa no reator UASB e se obter as massas de entrada e saída, a convertida em metano e em lodo.

Para as concentrações de DQO do esgoto bruto e do efluente tratado no UASB, foram utilizados os valores médios monitorados. Com relação a vazão, os valores que serão avaliados para a vazão máxima e média e atual.

#### 4.5.3.2 Estimativa da Carga Orgânica presente no Esgoto Bruto – CO<sub>eb</sub>

$$CO_{eb} = Q \times DQO_{eb} \quad \text{Equação 20}$$

Onde:

$CO_{eb}$  = carga organica no esgoto bruto.

$Q$  = Vazão

$DQO_{eb}$  = Demanda Quimica Organica no esgoto bruto.

Considerando um tempo de detenção hidráulica de 9,14h, (valor de projeto) adotado na ETE Sideral. A vazão no reator UASB será de:

$$Q = \frac{V}{T} \rightarrow V_{UASB} = Q \times T \quad \text{Equação 21}$$

Onde:

$V_{UASB}$  = Volume no reator UASB

$Q$  = Vazão

E um volume de em cada célula do reator de :

$$V_{UASB} = \frac{V_{total}}{n \text{ de células}} \quad \text{Equação 22}$$

Onde:

$V_{UASB}$  = Volume no reator UASB

$V_{total}$  = Volume total do reator

#### 4.5.3.3 Estimativa de eficiência do reator

$$E_{DQO} = 100 \times (1 - 0,68 \times TDH)^{-0,35} \quad \text{Equação 23}$$

Onde:

$TDH = \text{Tempo de detenção hidraulica}$

#### 4.5.3.4 Calculo da DQO teórica:

$$DQO_{Teorica\ UASB} = DQO_{Entrada} - \left( \frac{X DQO_{Entrada}}{100} \right) \quad \text{Equação 24}$$

#### 4.5.3.5 Avaliação da Produção de Metano

$$DQO_{CH_4} = Q_{Med} \times [DQO_{eb} - DQO_{eflu}] - DQO_{lodo} \times DQO_{med} \times DQO_{eb} \quad \text{Equação 25}$$

Onde:

$DQO_{CH_4} = \text{Demanda Quimica de Oxigenio que virou metano}$

$DQO_{méd} = \text{Demanda Quimica de Oxigenio media}$

$DQO_{eb} = \text{Demanda Quimica de Oxigenio no esgoto bruto}$

$DQO_{eflu} = \text{Demanda Quimica de Oxigenio efluente}$

$DQO_{lodo} = \text{Demanda Quimica de Oxigenio no lodo}$

Para uma temperatura média de  $T = 27^\circ\text{C}$  Utiliza-se o seguinte fator de correção:

$$f(T) = \frac{1 \text{ atm} \times 64 \text{ DQO/mol}}{0,08206 \frac{\text{atm L}}{\text{mol K}} \times (273 + 27^\circ\text{C})} = \quad \text{Equação 26}$$

#### 4.5.3.6 Avaliação na produção de lodo

$$\text{Produção do Lodo} = Y * \text{carga de DQO aplicada} \quad \text{Equação 27}$$

Onde:

$Y = Y \text{ observado}$

#### 4.5.3.7 Vazão de lodo

$$V_{lodo} = \frac{\text{Carga do SS aplicado}}{\frac{\text{Sólido seco}}{100} \times \text{massa específica}} = \frac{m^3}{d} \quad \text{Equação 28}$$

Utilizando a relação de sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos totais, adotados por ANDREOLI 2001 tem-se:

$$\frac{SSV}{SST} = 0,55 \text{ a } 0,60 \text{ (Andreoli 2001), adotou } 0,58 \frac{SSV}{SST} \quad \text{Equação 29}$$

Utilizando o fator de correção segundo proposto por Van Haandell 2001

$$FC_x = 1,5 \frac{g DQO}{g SSV} \quad \text{Equação 30}$$

#### 4.5.3.8 Leito de secagem

Adotou-se:

[SS] no lodo desidratado: 40 % (30 A 45% segundo ANDREOLLI1997)

P lodo = 1060 kg/m<sup>3</sup>

Captura de sólidos: 95%

$$Carga_{SS \text{ efluente}} = Tx \text{ de remoção de Sólidos} \times Carga \text{ SS efluente} \quad \text{Equação 31}$$

#### 4.5.3.9 Cálculo do percolado que retorna a ETE:

$$Carga_{SS \text{ no dreno}} = (1 - \text{remoção do Sólido}) \times Carga \text{ do SS efluente} \quad \text{Equação 32}$$

#### 4.5.3.10 Vazão do percolado no leito de secagem (desconsiderando a evaporação).

$$Q_{\text{percolado}} = Q_{Lodo_{AF}} - Q_{Lodo_{EF}} \quad \text{Equação 33}$$

#### 4.5.3.11 Estimativa da Quantidade de Cal para Higienização do lodo

$$P_{lodo} = Carga \text{ SS} \times Tx \text{ remoção de sólido} \quad \text{Equação 34}$$

Massa da torta em leito de secagem = 20%

Foi considerado CAL a 30%

$$\text{Quantidade de Cal} = P_{lodo} \times \text{Percentagem do cal} \quad \text{Equação 35}$$

$$\text{Quantidade total de lodo} = M_{\text{torta}} + \text{Quantidade de CAL} \quad \text{Equação 36}$$

#### 4.6 Levantamento dos custos mensais utilizados na ETE Sideral

##### **4.6.1 Verificação de custo com energia elétrica da Elevatória de Esgoto Bruto**

Levando em consideração de que a ETE utiliza em escala de revezamento, dois dos três conjuntos motores bomba disponíveis para o recalque do esgoto bruto que operam com o apoio de uma subestação elétrica com 300KVA – 440V e que esta manobra utiliza apenas um valor médio de 3 horas por dia de bombeamento, e que já que o bombeamento desta unidade funciona nos períodos noturno e diurno.

A COSANPA disponibilizou um valor em KW/h anual gasto com energia elétrica na ETE Sideral é de aproximadamente 3052,57 a um custo médio de R\$ 0,37, pois nos horários de pico esse custo chega a pouco mais de R\$0,40.

##### **4.6.2 Verificação de custo com a manutenção de pessoal na ETE**

Atualmente trabalham em escala de revezamento desta ETE apenas cinco funcionários, em escala de revezamento de 07:00h as 13:00h no 1º turno e de 13:00 h as 19:00h no 2º turno e de 19:00 as 07:00 o terceiro turno de operação da ETE.

Existe um sexto funcionário que atua nesta estação por cinco meses no ano, que é quando os operadores saem de férias trabalhistas o qual será contabilizado nesta unidade.

Será considerada uma taxa de encargos sociais de 60% sobre os salários dos operadores e motoristas assim como ajudantes.

##### **4.6.3 Verificação do custo na manutenção e monitoramento da ETE**

Para a estimativa de custo para a manutenção e monitoramento de ETE Sideral serão considerados gastos com água, energia elétrica, telefone, material de limpeza, material de escritório, assim como valores de análises laboratoriais para ao monitoramento do efluente tratado o que não acontece na ETE apesar de haver um espaço adaptado para esta finalidade.

## 4.7. AMOSTRAGEM E ANALISES DAS VARIÁVEIS MONITORADAS NA ETE

A Tabela 14 demonstra algumas informações sobre o processo de amostragem adotado neste estudo para a determinação das variáveis físico-químicas, bacteriologias e de metais pelo período de duração da pesquisa que foi de 10 meses no ano de 2010.

**Tabela 13: Apresentação das informações do processo de amostragem.**

Variáveis	Estação de amostragem	Tipo de amostragem	Frequência da amostragem
Vazão (L/s)	AM01	Continua a cada 15min durante 24h	1 vez por semana
pH	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
DBO (mg/L)	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
DQO (mg/L)	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
SST (mg/L)	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
SSV(mg/L)	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
SD (mg/L)	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
N-Amoniacal (mg/l)	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
Fósforo total (mg/L)	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
Coliformes Totais (NMP)	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
<i>E coli</i> (NMP)	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
Metais	AM 01 e AM 02	Composta 1 em 1h por 24h	1 vez por semana
Amostra para determinação do lodo		Simple 1 vez do dia	1 vez por mês

Fonte: Direta

## 5. RESULTADOS E DISCUSSOES.

Na Tabela 14 são disponibilizadas informações sobre o esgoto bruto e efluente da ETE Sideral, a qual foi necessária para subsidiar informações para serem adotadas em outras análises e cálculos.

**Tabela 14: Informações da Estatística Descritiva gerada com os dados da ETE Sideral**

Variável	Unid	n	Esgoto Bruto (EB)		UASB (Efluente)		E %
			Média	D.P	Média	D.P	
pH		28	<b>7,08</b>	7,77	7,1	7,86	
AT	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	28	<b>271</b>	40	286	70	
DBO <sub>5,20°C</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	27	<b>192</b>	77	41	20	76
DQO total		27	<b>296</b>	90	91	29	66
DQO filt		27	<b>104</b>	44	49	19	47
ST	mg.L <sup>-1</sup>	24	<b>565</b>	85	402	61	
STF	mg.L <sup>-1</sup>	24	<b>275</b>	56	116	48	
STV	mg.L <sup>-1</sup>	24	<b>290</b>	72	206	58	
SST	mg.L <sup>-1</sup>	24	<b>124</b>	44	23	5	80
SSF	mg.L <sup>-1</sup>	24	<b>20</b>	9	3	1	
SSV	mg.L <sup>-1</sup>	24	<b>104</b>	37	20	5	
SDT	mg.L <sup>-1</sup>	24	<b>441</b>	83	382	64	
SDF	mg.L <sup>-1</sup>	24	<b>255</b>	47	196	42	
SDV	mg.L <sup>-1</sup>	24	<b>186</b>	64	186	54	
SD	mg.L <sup>-1</sup>	24	<b>1,2</b>	0,5	0	0	
N-amoniaco	mgN-NH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	28	<b>62</b>	12	56	10	
Fosforo Total	mgP.L <sup>-1</sup>	17	<b>5,23</b>	0,84	4,53	0,28	11
<i>E-coli</i>	NMP/100ml	29	<b>9,76E+07</b>	6,75E+07	4,19E+06	2,50E+06	93
B	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,79</b>	0,68	0,8	0,07	
Ba	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,18</b>	0,18	0,13	0,13	
Cd	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,03</b>	0,03	0,03	0,04	
Ni	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,22</b>	0,18	0,8	0,09	
Pb	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,08</b>	0,05	0,37	0,03	
Sn	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,13</b>	0,13	0,15	0,13	
Zn	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,09</b>	0,09	0,03	0,03	
As	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,07</b>	0,03	0,2	0,02	
Cu	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,04</b>	0,03	0,003	0,003	
Fe	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,09</b>	2,22	0,64	0,61	
Mn	mg.L <sup>-1</sup>	10	<b>0,21</b>	0,2	0,16	0,16	

Fonte: Direta

### 5.1 Caracterização dos metais encontrados no esgoto bruto e tratado da ETE – Sideral via análise de componentes principais.

Os resultados obtidos com a análise de componentes principais para a caracterização dos metais na afluyente (entrada) efluente (saída) do esgoto da ETE-Sideral acham-se dispostos na Tabela 15.

Para que o programa estatístico MINITAB 14 faça as análises com bastante clareza foi estipulado mínimo de 70% de variação entre as componentes analisadas.

Na caracterização dos metais encontrados no esgoto bruto e tratado se observa percentual de variação explicada maior que 70% para o efluente, e a soma da 1ª e a 2ª componentes devem ser analisadas ( $63,57 + 21,92 = 85,48\%$ ) para que o programa realize com clareza qual é a componente principal neste campo de dados

Foi utilizado o método de extração por análise das componentes principais e como método de rotação a normalização Equamax.

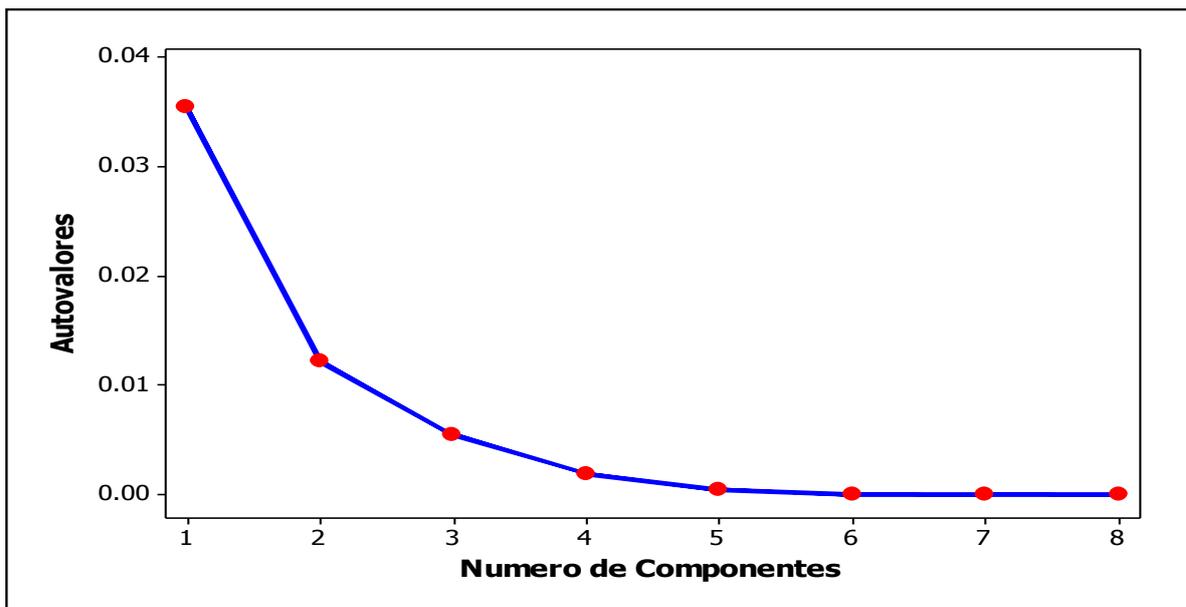
Componentes	Afluyente		Efluente	
	Autovalor	% de variação	Autovalor	% de variação
C1-B	0.03541	<b>63.57</b>	0.06755	<b>73.70</b>
C2-Ba	0.01221	<b>21.91</b>	0.01533	16.73
C3-Cd	0.00543	9.75	0.00688	7.51
C4-Ni	0.00197	3.53	0.00165	1.80
C5-Pb	0.00054	0.96	0.00020	0.22
C6-Sn	0.00010	0.18	0.00003	0.03
C7-Zn	0.00003	0.06	0.00001	0.01
C8-As	0.00002	0.03	0.00001	0.00

Tabela 15: Resultado das análises de componentes principais para a caracterização dos metais no afluyente e efluente da ETE Sideral

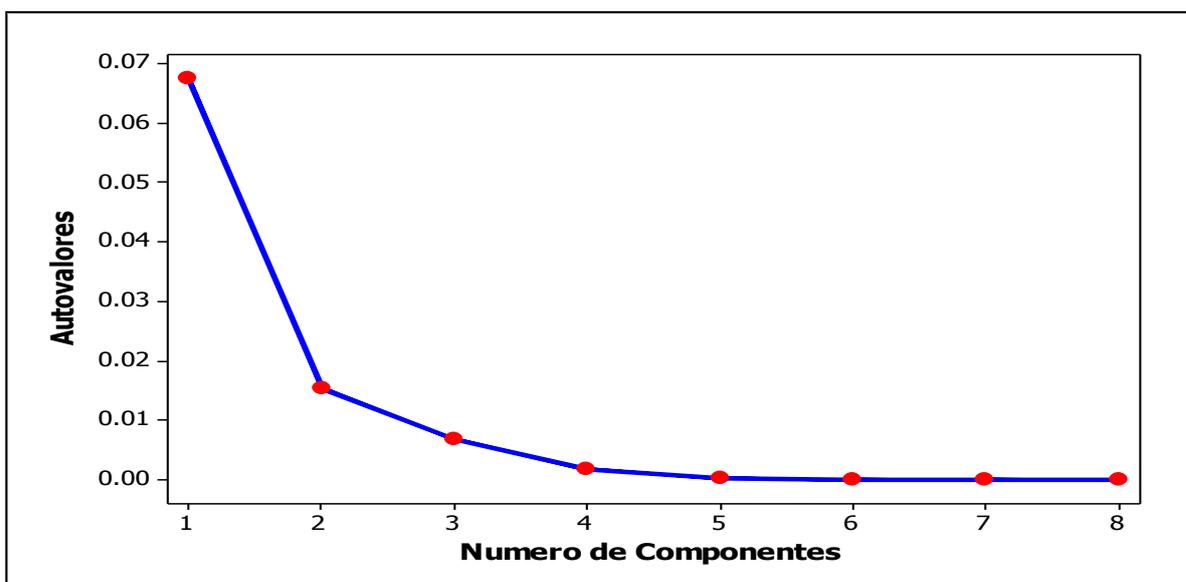
FONTE: ETE – Sideral

As Figuras 10 e 11 demonstram os autovalores versus componentes que representa a contribuição que cada componente principal possui para a recuperação da informação. Na Figura 10 é demonstrada a existência de duas componentes, pois quanto maior for o autovalor mais importante é a CP.

Já a Figura 11 demonstra a existência de apenas uma componente, pois ela sozinha consegue explicar mais de 70% da informação contida sobre os dados originais.



**Figura 10: Autovalores versus Componentes Principais de metais ( afluente)**  
**Fonte: MINITAB 14**



**Figura 11: Autovalores versus componentes (Efluente).**  
**Fonte: MINI TAB 14**

A Tabela 16 demonstra a correlação da primeira componente principal ( $\tilde{Y}_1$ ) e as variáveis metais (B, Ba, Cd, Ni, Pb, Sn, Zn e As).

A 1ª componente é a caracterização dos metais na afluente e efluente do esgoto da ETE-Sideral, pode-se observar que na entrada (afluente) do esgoto o elemento “Cd” apresenta um coeficiente muito menor em relação aos outros sete metais encontrado no esgoto da ETE-Sideral.

O coeficiente de maior grandeza numérica desta componente é relativo ao elemento “B” (em modulo) apresentando também maior variância amostral (0.0342). Pelo coeficiente de correlação, verifica-se que esta componente está altamente relacionada com o metal “B”.

Para o Efluente (saída) do esgoto pode-se observar que o elemento “Sn” apresenta um coeficiente muito menor que os dos outros metais.

O coeficiente de maior grandeza numérica desta componente é relativo ao elemento “B” (em modulo) apresentando também maior variância amostral (0.0610). Pelo coeficiente de correlação, verifica-se que esta componente está altamente relacionada com o metal “B e As”.

**Tabela 16: Correlação entre 1º Componente Principal (Y1) e as Variáveis.**

Variáveis (metais)	Coeficiente de correlação	
	Afluente	Efluente
B	<b>-0.96517</b>	<b>-0.89124</b>
Ba	-0.00369	-0.00041
Cd	<b>0.00007</b>	0.00026
Ni	0.00912	-0.01125
Pb	-0.00354	0.17235
Sn	-0.03490	<b>0.00001</b>
Zn	-0.01008	0.00009
As	-0.02847	0.00044

Fonte: MINITAB 14

As Figuras 12 e 13 demonstram as 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para afluente e efluente do esgoto ETE-Sideral.

Na Figura 12 pode-se observar que “B” é a variável mais significativa para a 1ª componente principal, pois a mesma apresenta o maior valor numérico em relação ao eixo X. Seguidas das variáveis “As” e “Zn”. Pode-se observar ainda que “Cd” está próxima do valor zero, mostrando-se pouco significativa para a 1ª componente principal.

Da mesma forma, pode-se observar que “Sn” e “Ni” são as variáveis mais significativas para a 2ª componente principal, pois apresenta o maior valor numérico em relação ao eixo Y. Na figura 13 observa-se que “B” também é a variável mais significativa para a primeira componente principal, pode-se observar um grupo muito próximo do valor zero, mostrando-se pouco significativa para a 1ª componente principal.

Da mesma forma pode-se observar que “Pb” é a variável mais significativa para 2ª componente principal, pois a mesma apresenta o maior valor numérico em relação ao eixo Y.

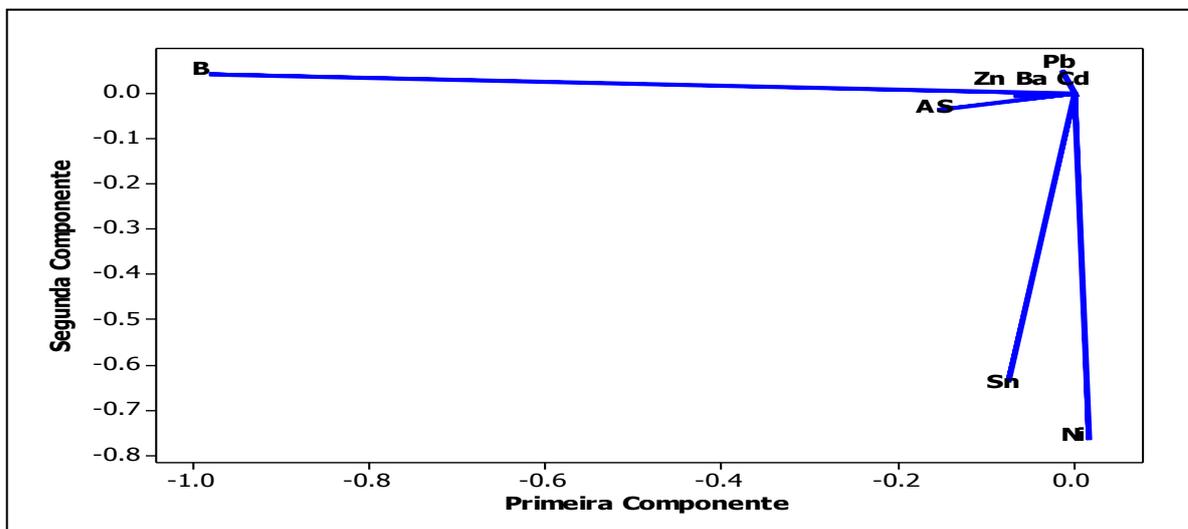


Figura 12: demonstram as 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para efluente do esgoto ETE-Sideral  
Fonte: MINITAB 14

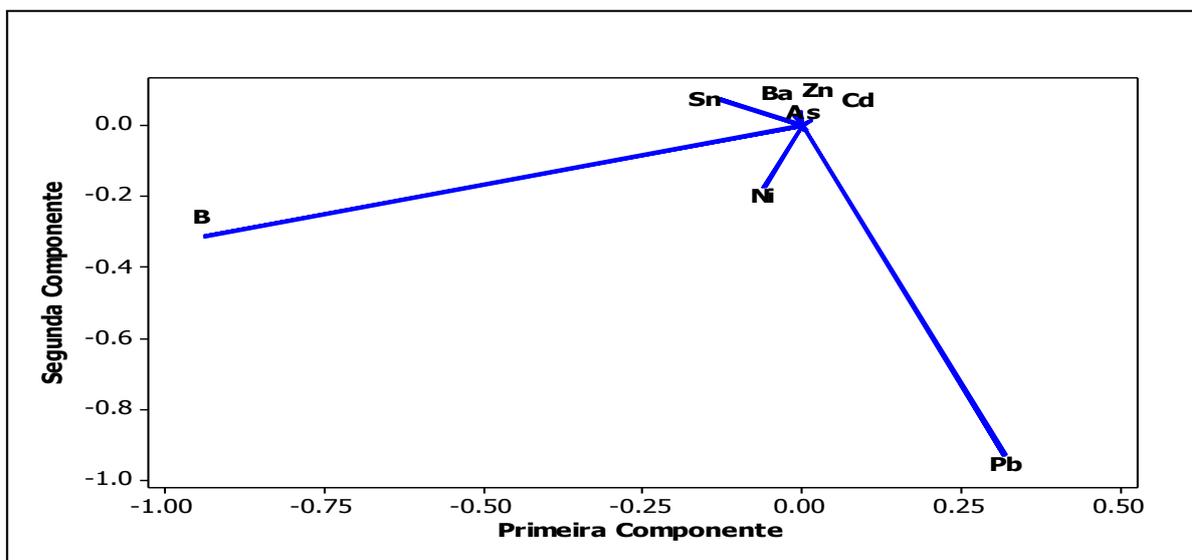


Figura 13: demonstram as 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para efluente do esgoto ETE-Sideral  
Fonte: MINITAB 14

## 5.2 Caracterização dos metais encontrados no esgoto bruto e tratado da ETE – Sideral via análise de Agrupamento (Análise de Cluster).

A Tabela 17 apresenta os resultados da análise de agrupamento e a similaridade de cada observação, onde se pode observar que o elemento que apresentou maior nível de similaridade para afluente foram os metais Cadmio “Cd” e Arsênio “As” com coeficiente de (94,40), em seguida o segundo que apresenta menor nível de similaridade foram os metais “B” e “Ba” com coeficiente de (10,16) mostrando-se o menos similar para os demais cluster.

Já para efluente o metal que apresentou maior nível de similaridade foi os metais “Cd” e “Zn” com coeficiente de (99,04) e o de menor nível de similaridade foi os metais “B” e “Ba” com coeficiente de (6,00) mostrando-se o menos similar para os demais cluster.

**Tabela 17: Resultados da Análise de agrupamento para a caracterização dos metais encontrado no esgoto bruto e tratado da ETE- Sideral.**

Passo	AFLUENTE		EFLUENTE	
	Similaridade entre as observações	Par de observações	Similaridade entre as observações	Par de observações
1	94.40	Cd-As	99.04	Cd-Zn
2	92.80	Pb-Zn	97.94	Cd-As
3	91.88	Cd-Pb	92.44	Ba-Ni
4	86.88	Ba-Sn	87.88	Ba-Cd
5	85.56	Ba-Ni	84.16	Ba-Sn
6	80.57	Ba-Cd	79.14	Ba-Pb
7	10.16	B-Ba	6.00	B-Ba

**Método: Ligação simples.**

O dendograma, apresentado, é formado com base nos pares de objetos mais similares, ou seja, com a menor distância euclidiana entre eles. Logo após, estes objetos, os grupos já formados, vão reunir-se em razão de similaridade crescente.

A Figura 14 Afluente e 15 Efluente b apresentam os dendogramas relativo à similaridade dos metais encontrado no esgoto bruto e tratado da ETE-Sideral considerando o método de ligação simples, onde se pode observar no gráfico (a) que as

maiores similaridade são encontradas entre os metais “Cd”, “As”, “Pb”, e “Zn” os metais “Ni”, “Sn” e “Ba” formam outro grupo de similaridade, porém já o grupo dos metais “B” e “Ba” diferem consideravelmente dos demais.

No gráfico (b) percebe-se que os metais com maior similaridade foi “Cd” e “Zn” seguido dos metais “As”, “Sn” e “Pb” o grupo menos similar foram os metais “B” e “Ba”.

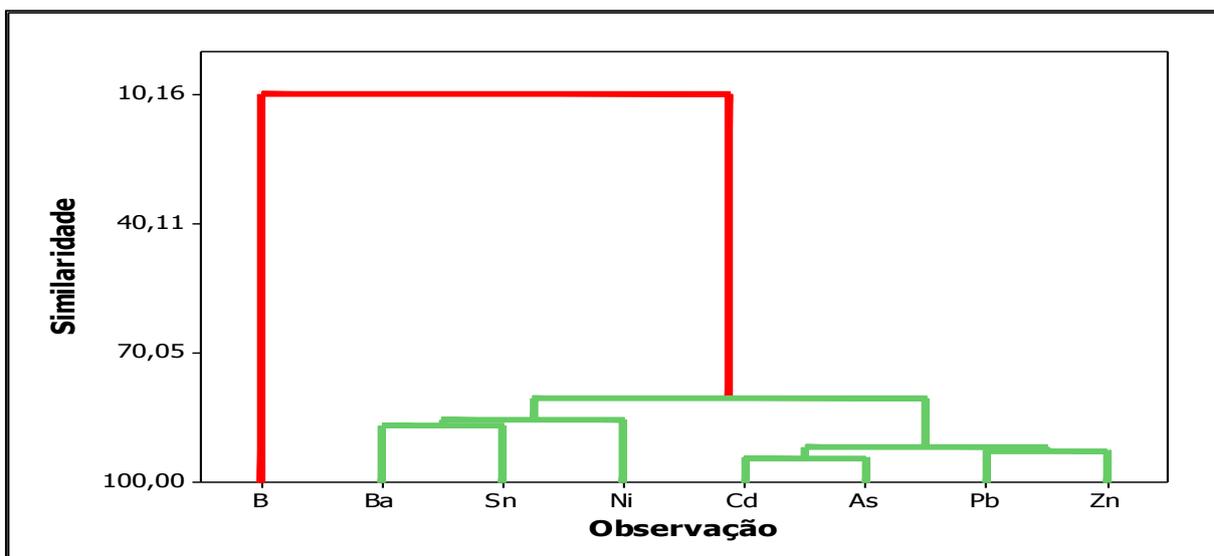


Figura 14 a) Dendrograma dos dados de afluente da ETE Sideral  
Fonte: MINITAB 14

No que diz respeito a análise de similaridades e agrupamento dos metais presentes no esgoto bruto e tratado, o qual foi aplicado a análise de grupamentos, pode-se afirmar que os elementos que apresentaram um maior nível de similaridade no afluente foram os metais cádmio (Cd) e Arsênio (Ar) e para efluente novamente encontra-se o Cádmio (Cd) e o Zinco (Zn).

Os dendogramas formados com base nos pares formados por elementos muito similares e com menor distância euclidiana nos presentes no afluente com maiores similaridades para os elementos Cádmio, arsênio, Chumbo, estanho e níquel que formam um grupo de metais que diferem de outro de metais como o Boro e o Bário formados pelos dendogramas.

Já no efluente o grupo com maior similaridade foi composto pelo seguintes elementos químicos cádmio e Zinco e o grupo com menor similaridade formado pelos elementos Boro e Bário.

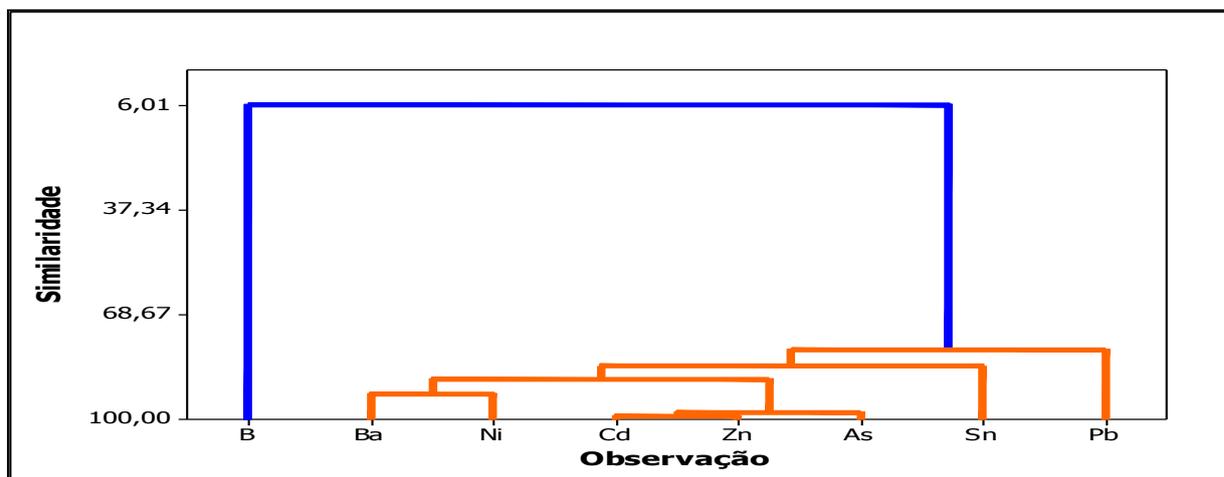


Figura 15 b) Dendrograma dos dados de efluente da ETE Sideral

Fonte: MINITAB 14

### 5.3 Caracterização dos metais do lodo encontrados no esgoto da ETE – Sideral via análise de componentes principais.

Os resultados obtidos com a análise de componentes principais para a caracterização dos metais do lodo no esgoto da ETE-Sideral acham-se dispostos na Tabela 18, onde observa-se um percentual de variação explicada maior que 70%, ou seja, somente a 1ª componente devem ser analisada, pois ela sozinha consegue explicar 98,81% da variação total dos dados.

Foi utilizado o Método de Extração: Análises de Componentes Principais.  
Método de Rotação: Normalização Equamax.

**Tabela 18: Resultados das Análises de Componentes Principais para a caracterização dos metais do lodo encontrados no esgoto da ETE- Sideral.**

Componentes	Autovalor	% de variação
C1 – Ba	7038.0	98.81
C2 – Cd	31.6	0.44
C3 – Cr	25.8	0.36
C4 – Cu	12.7	0.18
C5 – Pb	10.7	0.15
C6 – Ni	4.2	0.06
C7 – Zn	0.1	0.00

Fonte: MINITAB 14

A Figura 16 apresenta os autovalores versus componentes que representa a contribuição que cada componente principal possui para a recuperação da informação. Onde se a existência de uma componente, pois ela sozinha consegue explicar mais de 70% da informação contida sobre os dados originais, pois quanto maior for o autovalor mais importante é a Componente principal.

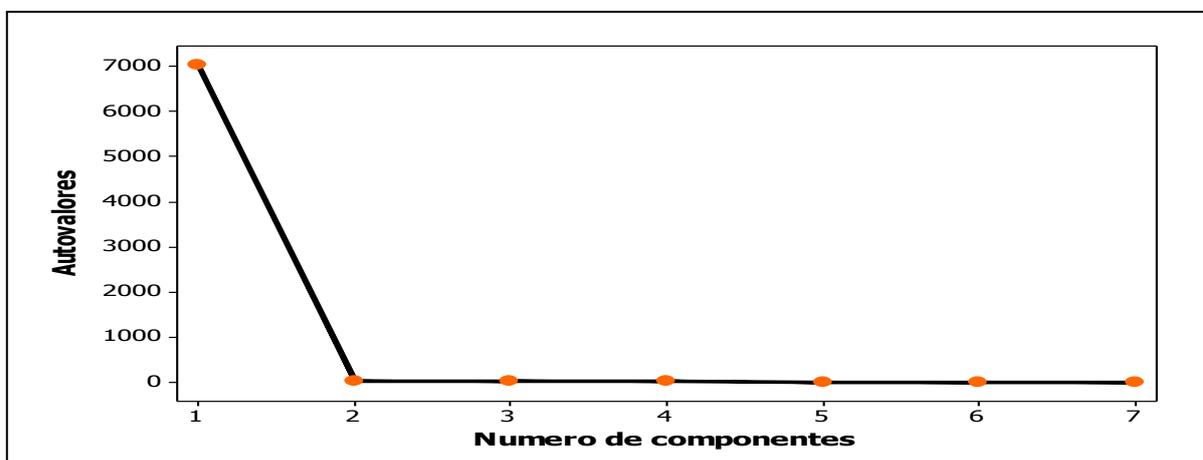


Figura 16: Autovalores versus Componente Principais.  
Fonte: MINITAB 14

A Tabela 19 demonstra a correlação da primeira componente principal ( $\bar{Y}_1$ ) e as variáveis metais (Ba, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn).

A 1ª componente é a caracterização dos metais do lodo no esgoto da ETE-Sideral, pode-se observar que dos sete metais do lodo o elemento “Cd” apresenta um coeficiente muito menor em relação aos outros sete metais encontrado no lodo do esgoto da ETE-Sideral.

O coeficiente de maior grandeza numérica desta componente é relativo ao elemento “Zn” apresentando também maior variância amostral (282.17). Pelo coeficiente de correlação, verifica-se que esta componente está altamente relacionada com os metais “Zn, Ba e Cu”.

Tabela 19: Correlação entre a 1ª Componente Principal ( $y_1$ ) e as Variáveis.

Variáveis (metais)	Coefficiente de correlação
Ba	0.03945
Cd	0.00003
Cr	0.00323
Cu	0.02190
Pb	0.00160
Ni	0.00026
Zn	0.93744

Fonte: MINITAB 14

A Figura 17 demonstra as 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para metal do lodo no esgoto ETE-Sideral.

Na figura 28 pode-se observa que “Zn” é a variável mais significativa para a 1ª componente principal, pois a mesma apresenta o maior valor numérico em relação ao eixo X. Seguidas das variáveis “Ba” e “Cu”.

Pode-se observar ainda que “Cd e Cr” esta próxima do valor zero, mostrando-se pouco significativa para 1ª componente principal.

Da mesma forma, pode-se observa que “Ni” é a variável mais significativa para a 2ª componente principal, pois apresenta o maior valor numérico em relação ao eixo Y.

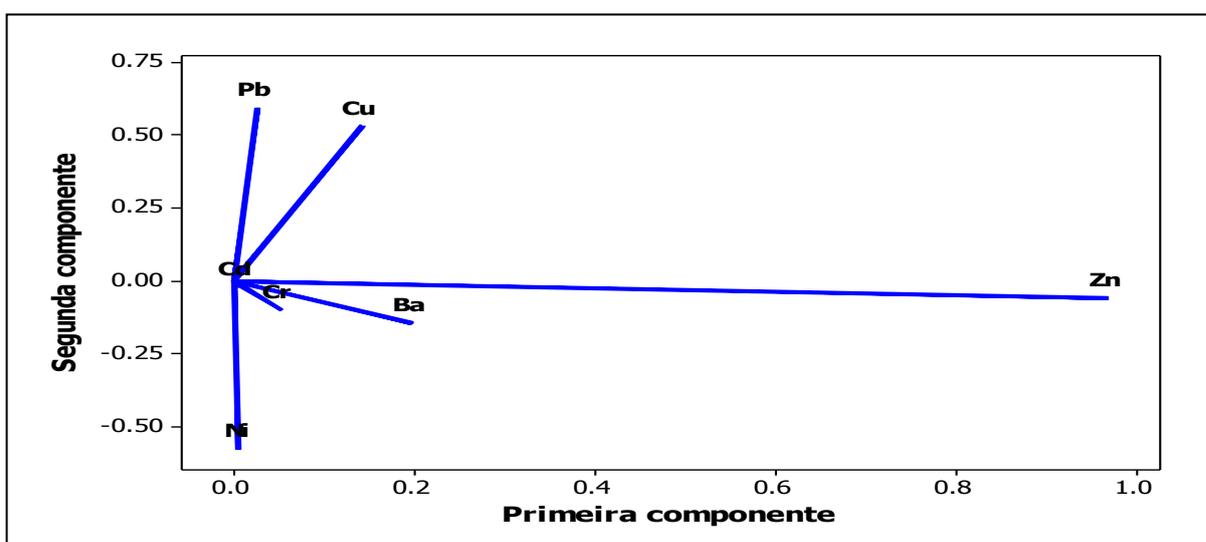


Figura 17: 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para metal do lodo no esgoto ETE-Sideral

Fonte: MINITAB 14

#### 5.4 Caracterização dos metais do lodo encontrados no esgoto da ETE – Sideral via análise de Agrupamento (Análise de Cluster).

A Tabela20 demonstra os resultados da análise de agrupamento e similaridade de cada observação, onde se pode dizer que o objeto apresentou maior nível de similaridade entre os metais foi Cadmio “Cd” e o Chumbo “Pb” com coeficiente de (97,29).

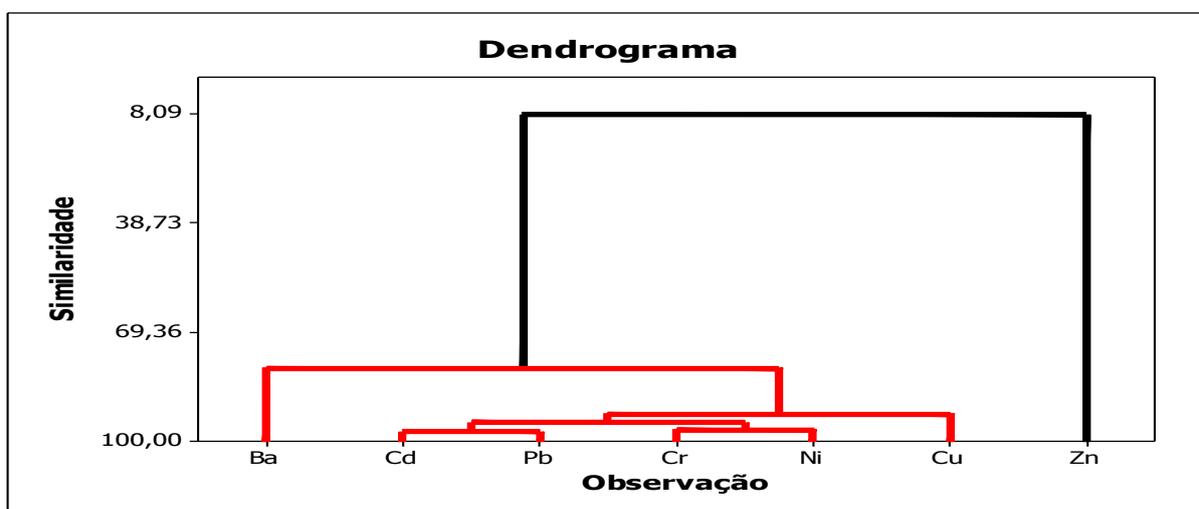
Em seguida o segundo que apresenta menor coeficiente de similaridade foram os metais Bário “Ba” e Zinco “Zn” com coeficiente de (8,08) mostrando-se o menos similar para os demais Cluster.

**Tabela 19: resultados da análise de agrupamento para a caracterização dos metais no lodo encontrado da ETE Sideral**

Passo	Similaridade entre as observações	Par de observações	Número de agrupamento
1	97,29	Cd-Pb	6
2	96,79	Cr-Ni	5
3	94,7	Cd-Cr	4
4	92,37	Cd-Cu	3
5	79,48	Ba-Cd	2
Passo	Similaridade entre as observações	Par de observações	Número de agrupamento
6	8,08	Ba-Zn	1

Fonte: MINITAB 14

Observando a Figura 18 pode-se verificar que as observações foram agrupadas de acordo com as distancias mínimas, isto é, com o maior grau de similaridade (no mínimo 8,09). Isto pode ser confirmado pelo primeiro grupo pelo “Cd” e “Pb”, Isso já era esperado, pois na matriz de distancias desses dois metais apresentavam-se os menores valores (distancia 31,98), confirmando o alto grau de similaridade.



**Figura 18:** Dendrograma obtido pelo pela análise de agrupamento hierárquico

Fonte: MINITAB 14

### 5.5 Caracterização do esgoto bruto e tratado da ETE – Sideral via análise de componentes principais.

Os resultados obtidos com a análise de componentes principais para a caracterização físico-químicas e bacteriológicas do esgoto bruto e tratado da ETE-sideral acham-se dispostos na Tabela 20 e 21 (Afluente e Efluente respectivamente), onde a variável “DQO total” encontra-se positivamente relacionada com a componente DBO e negativamente correlacionado com a Alcalinidade Total.

Na composição do eixo x, as variáveis DQO filtrado e DQO total aparecem definindo essa componente.

Essa análise permitiu, ainda, observar como o esgoto bruto e tratado da ETE-Sideral se distribui em relação a esses eixos (componentes 1 e 2).

**Tabela 20: Resultado das análises das Componentes Principais para a Caracterização do esgoto bruto da ETE Sideral - Afluente**

Matriz de componentes rodados	Componentes principais	
	CP1	CP2
DBO	-0.958	-0.452
AGV	-0.341	-1608
E-coli	-1061	0.382
pH	0.828	-1125
N – amoniacal	-1657	-0.005
DQO – Filtrado	0.494	0.708
DQO – Total	0.858	0.552
Fósforo	-2287	-0.931
AT	-2530	-1013
SST	0.329	0.116
SSV	0.316	0.106

Fonte: MINITAB 14

**Tabela 21: Resultado das análises das Componentes Principais para a Caracterização do esgoto bruto da ETE Sideral - Efluente**

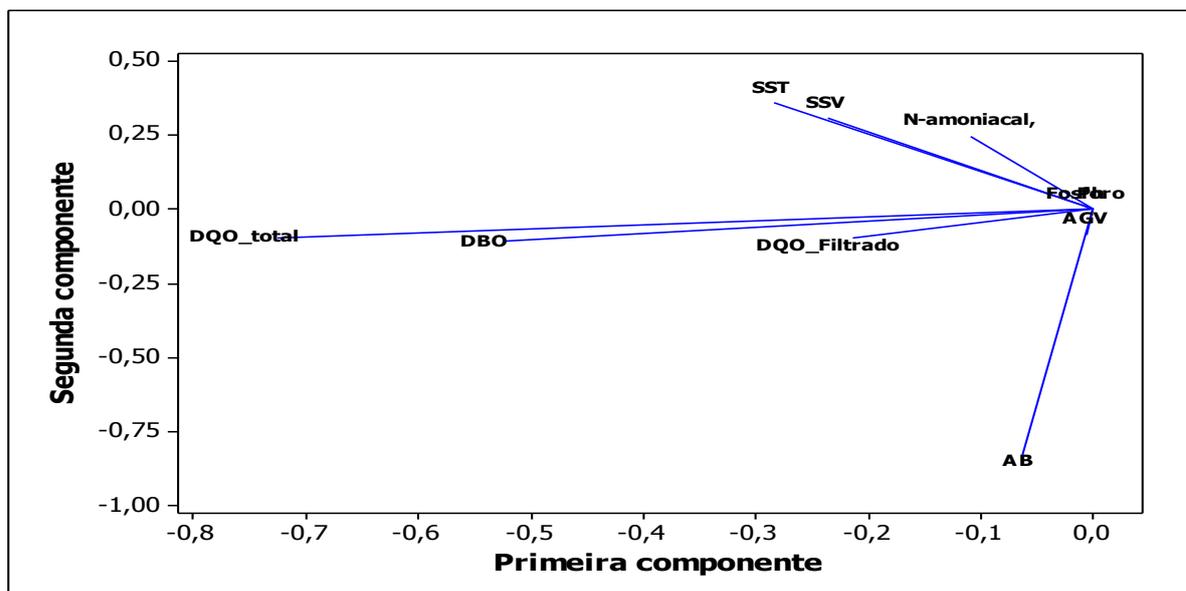
Matriz de componentes rodados	Componentes principais	
	CP1	CP2
DBO	-0.788	-0.394
AGV	-0.2431	-1608
E-coli	-1011	0.353
Ph	0.7219	-1009
N – amoniacal	-1592	-0.003
		Cont...
	Componentes principais	

Matriz de componentes rodados	CP1	CP2
DQO – Filtrado	0.395	0.659
DQO – Total	0.749	0.482
Fósforo	-2145	-0.859
AT	-2210	-1009
SST	0.309	0.103
SSV	0.225	0.099

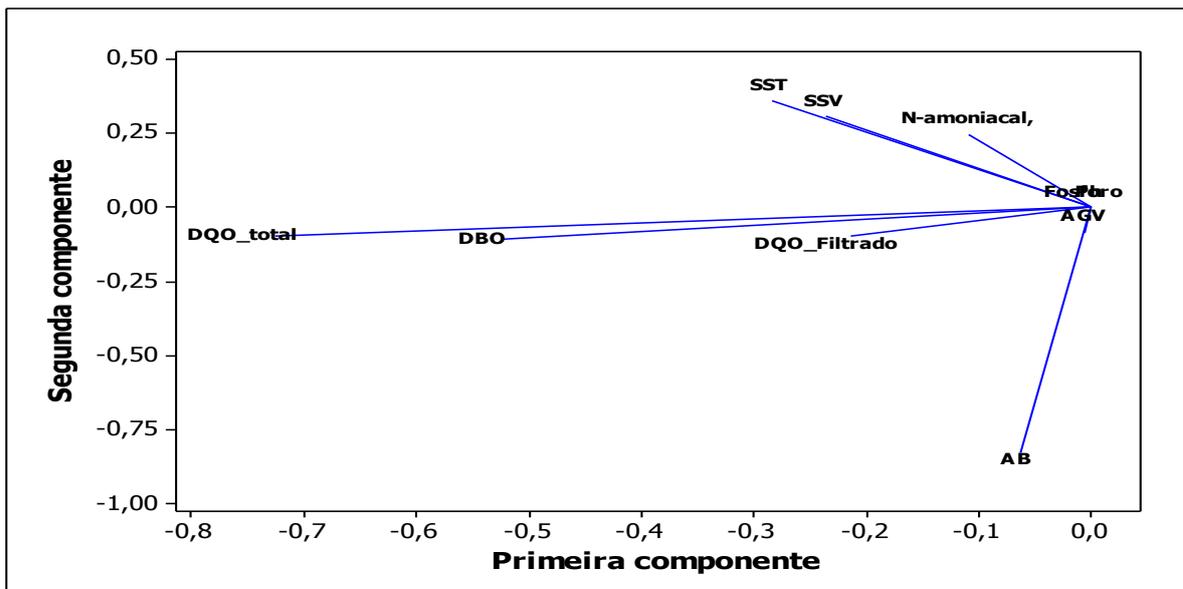
Continuação da Tabela 22

As Figuras 19 e 20 demonstram as 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para a caracterização do esgoto Afluente da ETE-Sideral.

Na figura pode-se observar que “DQO<sub>total</sub>” é a variável mais significativa para a 1ª componente principal, pois a mesma apresenta o maior valor numérico em relação ao eixo X. Seguidas das variáveis “DBO” e “DQO filtrada”. Pode-se observar ainda que “AT” está próxima do valor zero, mostrando-se pouco significativa para a 1ª componente principal.



Fonte: MINITAB 14



**Figura 20:** 1ª e 2ª componentes principais e suas variáveis para caracterização do esgoto - Afluentes  
 Fonte: MINITAB 14

Na caracterização do esgoto bruto e tratado da ETE Sideral, dentre as parâmetros analisados como pH, SST, SSV, AGV, DQO, DBO, N Amoniacal, Fosforo,

### 5.6 Caracterização do esgoto bruto e tratado da ETE – Sideral via análise de agrupamento (Cluster).

A Tabela 23 mostra as distâncias euclidianas entre cada uma das dez observações (respondentes DBO – SSV) referente à caracterização físico-químicas do esgoto bruto e tratado da ETE- sideral permitindo assim que cada uma seja comparada com as demais, com base nas características dos metais encontrados no esgoto da ETE-Sideral.

Ao se utilizar a distância como medida de proximidade deve-se lembrar de que distâncias menores, indicam maior similaridade, de modo que as observações para afluentes pH e fósforo são as mais parecidas (14,57) e DBO e AGV são as mais distintas (990,01),

Para o efluente SST e AGV são as mais parecidas pois apresentam menor distância euclidiana (13,49) e DBO e SSV são as mais distintas (1249,07). Vale também ressaltar que neste trabalho foram retirados os dados da variável *E-colli*, devido apresentar valores muito altos (valores atípicos), podendo assim causar problema na análise dos dados.

**Tabela 223: Resultados da Análise de agrupamento para a caracterização do esgoto bruto e tratado da ETE- Sideral.**

Passo	AFLUENTE		EFLUENTE	
	Distancia entre as observações	Par de observações	Distancia entre as observações	Par de observações
1	14,57	Fosforo-pH	13,49	SST-AGV
2	77,29	SSV-SST	16,89	Ph-AGV
3	104,29	Ph-AGV	70,53	pH-N.amonical
4	183,33	N.amonical-AGV	103,11	AGV-DBO
5	299,94	SST-DQO.filtrado	137,21	DBO-pH
6	357,86	AB-DQO.total	168,64	pH-DQO.filtrado
7	402,31	DQO.filtrado-AGV	179,87	DBO-AB
8	508,76	DQO.total-DBO	332,26	DBO-SST
<b>9</b>	990,01	DBO-AGV	1249,07	DBO-SST

**Fonte: Ligação simples com distancia Euclidiana MINITAB 14**

O dendograma, apresentado, é formado com base nos pares de objetos mais similares, ou seja, com a menor distância euclidiana entre eles.

As Figuras 20 e 21 como, Afluente (a) e Efluente (b) mostra o dendograma relativo a distancia dos metais encontrado no esgoto bruto e tratado da ETE-Sideral considerando o método de ligação simples, onde pode-se observa na Figura 20 que o maior salto encontra-se entre os distancias 330,02 e 660,04 onde traçamos uma linha paralela ao eixo horizontal, denominada “Linha Fenon”, obtendo assim três grupos homogêneos distintos.

O primeiro grupo é formado pelas variáveis AGV, pH, Fósforo, N-amonical, DQO-filtrado, SST e SSV, sendo que as variáveis, que formam esse grupo, representam a maior quantidade de poluentes que predominam nos esgotos (M.O, M.S, N e P) encontrados no esgoto da ETE-Sideral, pois eles possuem menor altura em relação ao eixo y, já o gráfico (b) o segundo grupo é formado pelas variáveis AB e DQO-total e o terceiro grupo é formado pelas variáveis DBO e AB com DQO filtrada. Essas variáveis formaram, no dendograma, um grupo isolado, devido a sua quantidade encontrada no esgoto ser superiores as demais, é importante ressaltar que a AB formou grupo de

similaridade com a DQO total certamente pelo fato de que a DQO residual esta agindo com alcalinidade no processo de amonificação no reator UASB.

Observando a Figura 21 pode-se verificar, antes de concluir análise sobre o dendograma, é pertinente lembra que o corte, no gráfico, que determina o número de grupos, geralmente é realizado em relação às maiores distancias em que os grupos foram formados, levando-se sempre em consideração os critérios adotados por cada pesquisador.

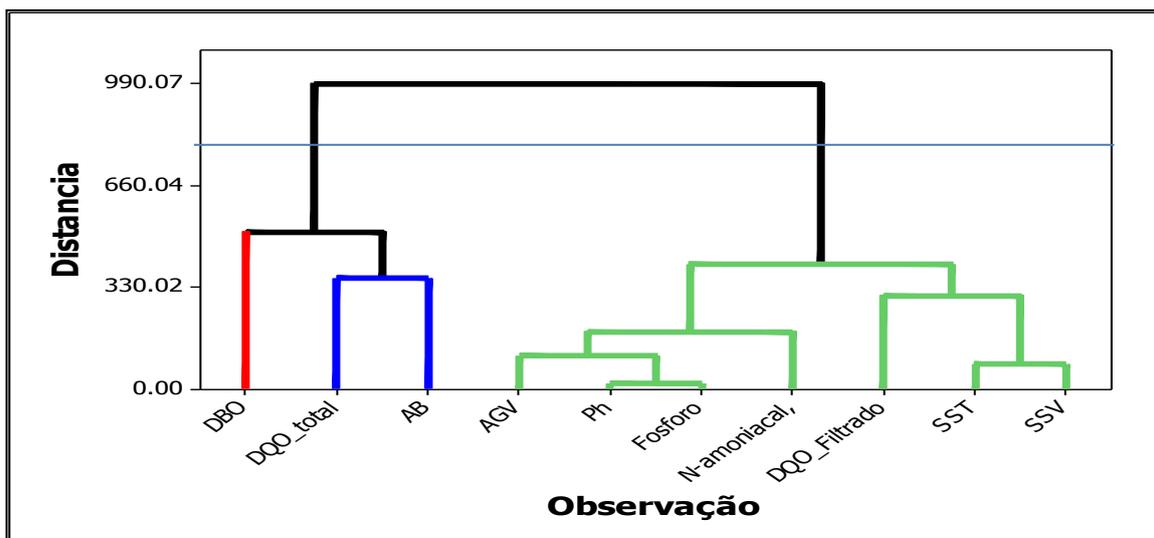


Figura 21: Formação do Dendograma no Aflente da ETE Sideral  
Fonte: MINITABE 14

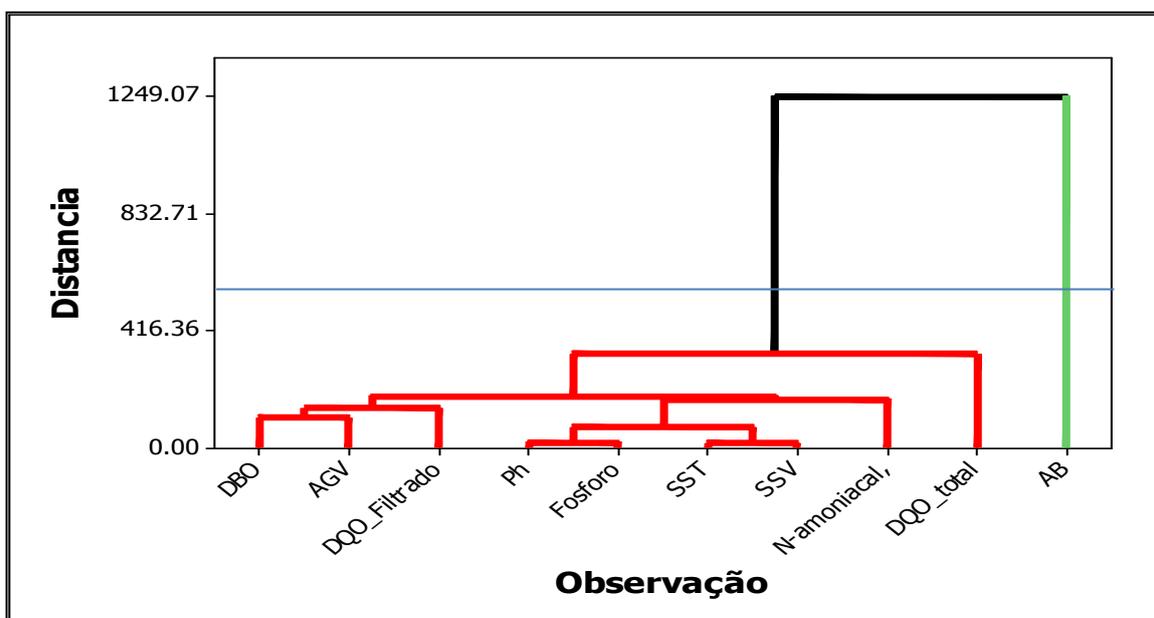


Figura 22: Formação do Dendograma do Efluente da ETE Sideral  
Fonte: MINITAB 14

## 5.8 Estimativa de Despesas para a Operação da ETE

A estimativa do custo utilizado na disposição final do lodo gerado e tratado na ETE Sideral serão contabilizadas através de informações repassadas pela COSANPA, como valores gastos com salário de motorista, equipamentos, combustíveis e manutenção dos equipamentos. Estas informações estarão disponíveis na Tabela 23.

**Tabela 23: Resumos da estimativa dos custos da ETE Sideral**

CUSTOS MENSAIS				
1. Despesas com pessoal				
Salário	Total	Enc. Sociais	Total	Total
R\$ 1.039,00 * 6	R\$ 6.234,00	0,6	R\$ 3.740,40	R\$ 9.974,40
<b>Sub-Total</b>				<b>R\$ 9.974,40</b>
2. COM MATERIAL DE CONSUMO				
Materiais e Equipamentos	Quant	Unid	P. unit	P.Total
Mat. Escritório <sup>2</sup>	5	Unid	R\$ 1,00	R\$ 5,00
Impressora	1	Unid	R\$ 50,00	R\$ 50,00
Computador	1	Unid	R\$ 1.000,00	R\$ 1.000,00
Mat de Limp. <sup>3</sup>	1	Unid	R\$ 65,00	R\$ 65,00
Telefone	1	Unid	R\$ 10,00	R\$ 10,00
<b>Sub-Total</b>				<b>R\$ 1.130,00</b>
3. Com uniforme e EPI				
Produto	Quant	Unid	P. unit	P.Total
Bota	6	Unid	R\$ 35,00	R\$ 222,00
Calça	12	Unid	R\$ 20,00	R\$ 300,00
Camisa	12	Unid	R\$ 15,00	R\$ 240,00
Bermuda	12	Unid	R\$ 18,00	R\$ 240,00
Jardineira	6	Unid	R\$ 30,00	R\$ 330,00
Capacete	6	Unid	R\$ 15,00	R\$ 108,00
Abafador	6	Unid	R\$ 10,00	R\$ 90,00
Mascara	6	Unid	R\$ 35,00	R\$ 240,00
Luva	6	Unid	R\$ 12,00	R\$ 60,00
<b>Sub-Total</b>				<b>R\$ 1.830,00</b>
4. Com energia elétrica				
Média Consumo em KW/h		P do KWh em R\$		Total
3053,57		0,35		R\$ 1.068,75
<b>Sub-Total</b>				<b>R\$ 1.068,75</b>
5. Com água				
Consumo em m3/h		P do m3/h em R\$		Total
Até 14		R\$ 14,00		R\$ 14,00
<b>Sub-Total</b>				<b>R\$ 14,00</b>
6. Com manutenção				
Produto	Quant	Unid	P. unit	P.Total
Roçagem	125	m	R\$ 8,00	R\$ 1.000,00
Manut. nos reatores	2	Unid	R\$ 800,00	R\$ 1.600,00
<b>Sub-Total</b>				<b>R\$ 2.600,00</b>
7. Com reagentes				
Produto	Quant	Unid	P. unit	P.Total

<sup>2</sup> Caneta, papel, cartucho de impressora, marca texto, clips, grampo, grampeador...

<sup>3</sup> Vassoura, escovão, desinfetante, detergente, sabão, álcool, caso de lixo etc...

CAL	100	kg	R\$ 0,60	R\$ 60,00
<b>Sub-Total</b>				<b>R\$ 60,00</b>
<b>7. COM ANÁLISE LABORATORIAL</b>				
Parametro	Quant	Unid	P. unit	P.Total
pH	8	Unid	R\$ 10,00	R\$ 80,00
Temperatura	8	Unid	R\$ 10,00	R\$ 80,00
DQO	8	Unid	R\$ 30,00	R\$ 240,00
DBO	8	Unid	R\$ 30,00	R\$ 240,00
ST	8	Unid	R\$ 25,00	R\$ 200,00
Turbidez	8	Unid	R\$ 20,00	R\$ 160,00
Ácidos Volateis	8	Unid	R\$ 25,00	R\$ 200,00
E coli	8	Unid	R\$ 45,00	R\$ 360,00
Nitrato	8	Unid	R\$ 20,00	R\$ 160,00
<b>2 análises semanais: entrada e saída da estação TOTAL</b>				<b>R\$ 1.720,00</b>
<b>8. Com transporte do lodo</b>				
Produto	Quant	Unid	P. unit	P.Total
Caçamba	1	Unid		
Gasolina	30	l	R\$ 2,50	R\$ 75,00
Motorista p/ 6 ETEs	1	Unid	241,67	R\$ 241,67
Oficina	1	Unid	R\$ 100,00	R\$ 100,00
<b>Sub Total</b>				<b>R\$ 416,67</b>
Total Geral				R\$ 18.813,82
POPULAÇÃO ATENDIDA (PROJETO)				29110
RELAÇÃO CUSTO/POPULAÇÃO				R\$ 0,65

**Fonte: Direta**

Com relação aos custos relacionados a operação e manutenção da ETE Sideral podemos observar que o valor mensal de R\$ 18.813,82 que seria necessário para o atendimento de uma população de 29110 habitantes

Fazendo-se a relação custo/ atendimento entra-se o gasto por habitante de R\$ 0,62 para cada contribuinte atendido com rede coletora e tratamento de esgoto.

Levando-se em consideração que  $10\text{m}^3$  de água oferecido pela COSANPA custa R\$ 14,00 e que na maioria dos estados que cobra a tarifa de tratamento de esgoto esta taxa é de 60% do valor gasto com água.

Chega-se a conclusão que se fosse cobrado pela coleta e tratamento de esgoto de uma economia com 5 habitantes seria de R\$ 22,40 (R\$ 14,00 + R\$ 8,40) gastos com esgoto para uma economia com 5 habitantes. Porém o valor levantado foi de R\$ 0,62 por habitante o que para uma economia de 5 hab o valor de R\$ 3,11, logo o valor a ser cobrado na tarifa final seria de R\$ 17,11 (R\$ 14,00 + R\$ 3,11) para a mesma economia de 5 hab. Com isso a COSANPA teria mensalmente em caixa o valor de R\$ 5,29 por hab, sendo que a população de projeto é de 29110 pessoas.

### 5.8.5 Balanço de massa das unidades

Neste item será observado o balanço de massa para as principais componentes do sistema de tratamento de esgoto da ETE Sideral: Grade, Desarenador, Reator UASB (na conversão da matéria orgânica DQO em lodo e Metano) e leito de Secagem.

A Figura 22 apresenta as unidades componentes da ETE Sideral: a) tratamento preliminar; b) estação elevatória de esgoto; c) reatores anaeróbios; d) leitos de contato; e) queimadores de gases; f) corpo receptor. Utilizadas para balanço de massa e análise da estatística multivariada.

As análises serão realizadas sobre dois cenários: com vazão máxima e vazão média. Na Figura 23 observar - se as unidades que integram a ETE Sideral.



Figura 23: Demonstra as partes componentes do sistema de tratamento de Esgoto do Sideral, (a) grade e desarenador, (b) elevatória, (c) reator UASB, (d) Leito de secagem, (e) tratamento de gases e (f) Canal Massaquara.

Fonte: ETE Sideral

## 5.90 BALANÇO DE MASSA NA GRADE PARA AS VAZOES ENCONTRADA MEDIA E MÁXIMA.

Para a verificação do Balanço de massa das unidades constituintes da ETE Sideral foi verificado minuciosamente o dimensionamento das unidades para a verificação de atendimento ao projeto original.

### 5.9.1. Gradeamento da ETE Sideral

Os dispositivos de remoção de sólidos grosseiros (grades) são constituídos de barras de ferro ou aço paralelas, posicionadas transversalmente no canal de chegada dos esgotos na estação de tratamento, perpendiculares ou inclinadas, dependendo do dispositivo de remoção do material retido. As grades devem permitir o escoamento dos esgotos sem produzir grandes perdas de carga. Na Tabela 24 observam-se as características técnicas desse equipamento instalado na ETE Sideral com as informações de projeto e medições realizadas in loco.

**Tabela 24: Características técnicas da grade da ETE Sideral e informações de projeto e medições realizadas in loco.**

GRADE	PROJETO ORIGINAL	MEDIÇÃO REALIZADA IN LOCO
Números de barras	36	36
Espessura da barra	15 mm	13 mm
Espaçamento entre as barras	15 mm	16 mm
Largura da grade	1.10 m	1.10 m
Comprimento da grade	Não informado	1.40 m
Velocidade através da grade	0,73 m/s	-

Fonte: CEMA e direta 2012

A limpeza dessa unidade é recomendada no projeto para ser realizada de forma manual, com arraste dos resíduos até a extremidade superior da grade. A Figura 23 demonstra detalhes do sistema de gradeamento da ETE Sideral.



**Figura 24:** A chegada do esgoto bruto no sistema de Gradeamento da ETE Sideral  
**Fonte:** Direta

### **5.9.2. Desarenadora ETE Sideral**

A remoção de areia dos esgotos tem por finalidade evitar a abrasão nos equipamentos e nas tubulações, eliminar ou reduzir a possibilidade de obstrução nas unidades dos sistemas, tais como: tubulações, tanques, orifícios, sifões e outros e facilitar o transporte líquido do sistema.

Na ETE Sideral o Desarenador é constituído por dois canais paralelos como se pode observar na Tabela 25 que foi projetada para uma remoção de 125L/dia de remoção como podemos observar na Figura 25 a qual demonstra as medidas caixa de areia de acordo e o projeto original da ETE e segundo medições feitas no local de estudo.

A limpeza desta unidade é realizada através de bombas específicas para este fim, com frequência semestral.

**Tabela 25: características de projeto e na atualidade da caixa de areia da ETE**

Características	Projeto original	Medição “in loco”
Para vazão máxima diária de 73 L/ s	0,31 m/s de velocidade Ascensional	-
Para a vazão mínima de 43 L/s	0,32 m/s de velocidade	-
Retenção de areia por dia	125l/d	-
Comprimento (m)	5	5,25
Largura (m)	0,75	0,75

Fonte: CEMA



**Figura 25: ODesarenador da ETE Sideral**

Fonte: Direta

### 5.9.3. Medidor de Vazão da ETE Sideral

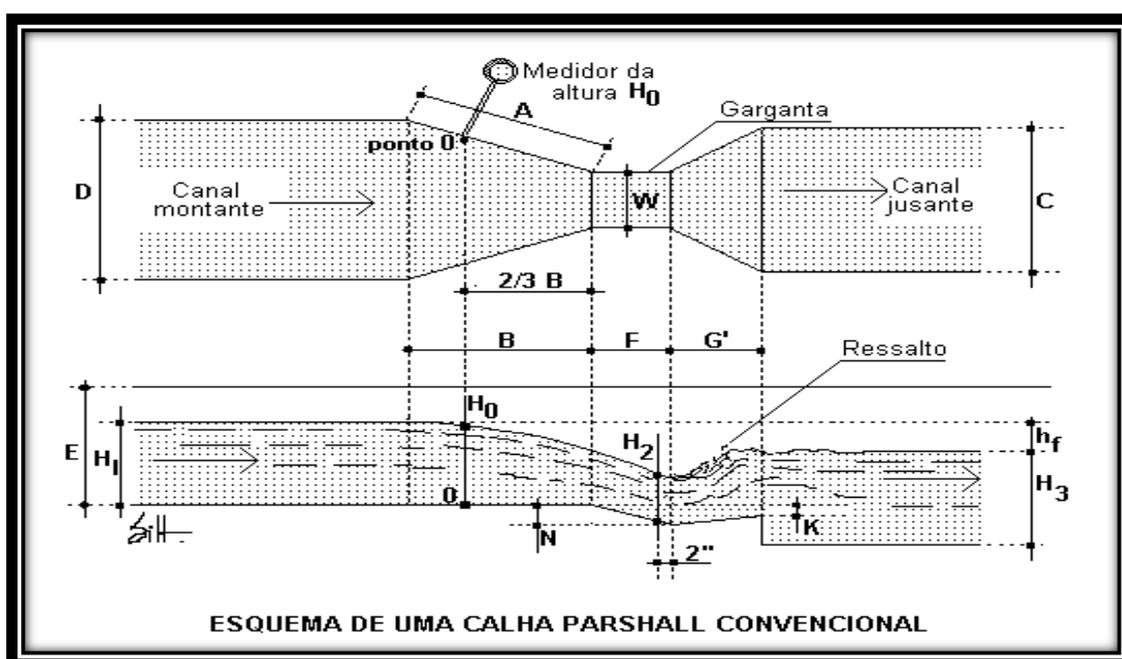
A ETE Sideral apresentou em projeto a intenção de utilizar uma calha Parshall de 1' a qual os valores são demonstrados a seguir, para a medição de vazão foi utilizado um equipamento de medição de nível ultrassônico microprocessador para o registro da variação da lâmina líquida nesta Calha Parshall.

A Tabela 26 apresenta o dimensionamento desta unidade segundo projeto e “in loco” e na Figura 26 verifica-se o desenho esquemático da unidade componente do tratamento de esgoto.

**Tabela 26:** são apresentadas as medidas da Calha Parshall adotadas no projeto original e apresentadas in loco.

CARACTERÍSTICAS	PROJETO ORIGINAL	MEDIÇÃO REALIZADA IN LOCO
A	137 mm	13,7 cm
B	134 mm	13,4 cm
C	601 mm	61,0 cm
D	845 mm	84,5 cm
F	610 mm	61,0 cm
G	915 mm	91,5 cm
W	1' ou 305 mm	30,5 cm

Fonte: COSANPA e direta



**Figura 26:** Desenho esquemático da calha Parshall

Fonte: Lima 2010

Para a facilitação da medição de vazão, foi utilizado um equipamento de medição de nível ultrassônico microprocessador para o registro da variação da lâmina líquida nesta calha Parshall, a qual está ilustrada na Figura 27.

O software utilizado para a verificação da transferência dos dados do medidor de nível ultrassônico e consequentemente a obtenção dos valores de vazão foi o Datalog, cuja tela inicial pode ser verificada na Figura 27.

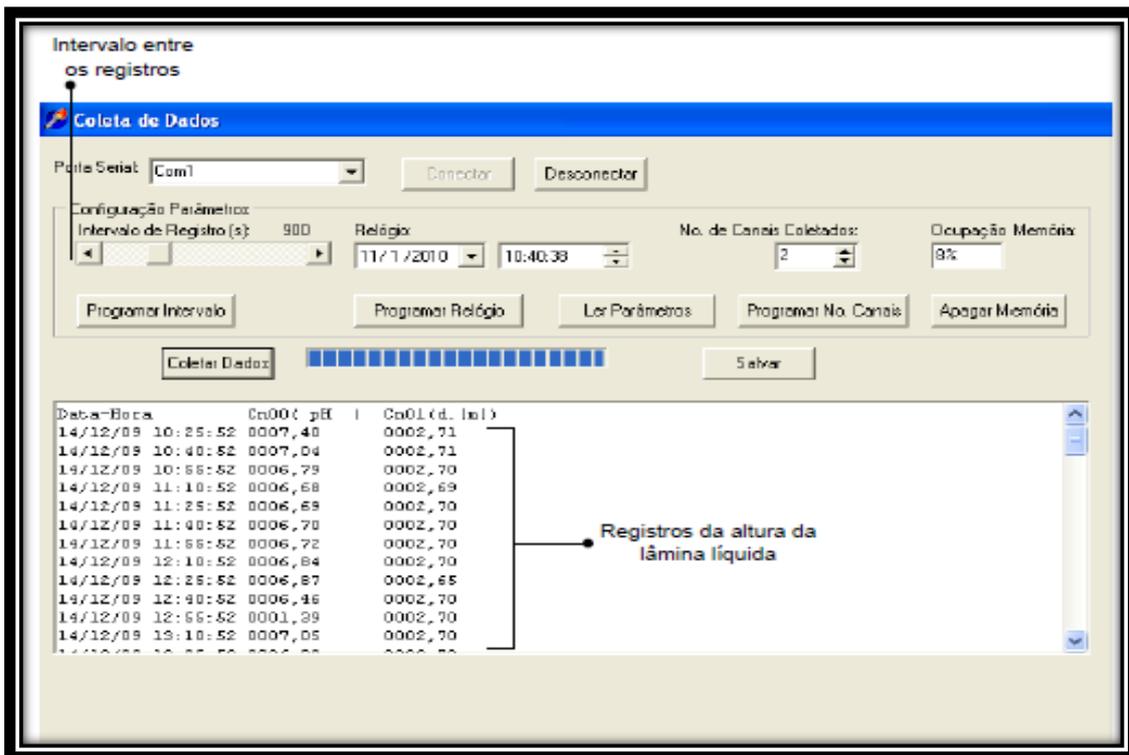


Figura 27: Tela principal do software Datalog  
Fonte: Direta (2010)

#### 5.9.4. Estação Elevatória da Ete Sideral

A estação elevatória tem como função recalcar o esgoto bruto para o tratamento no reator UASB. Na ETE Sideral a EEE é constituída por um poço úmido e uma casa de bombas construída em alvenaria com 4,65 m de largura, 4,5 m de comprimento e 4,00 m de altura.

Esta unidade possui três conjuntos motor-bomba com eixo horizontal centrífugo, fabricadas pela ESCO S. A., modelo T6A3B, cada uma com vazão de 78 L/s, potência de 31,29 CV, rotação de 1750 RPM e altura manométrica de 17,5 mca.

Os CMBs possuem partida direta com acionamento manual e atualmente não há sistema de controle de nível. A Figura 28 exemplifica os principais componentes de uma estação elevatória e a Figura 28 a, b e c apresenta os detalhes da estação elevatória utilizada na ETE Sideral.

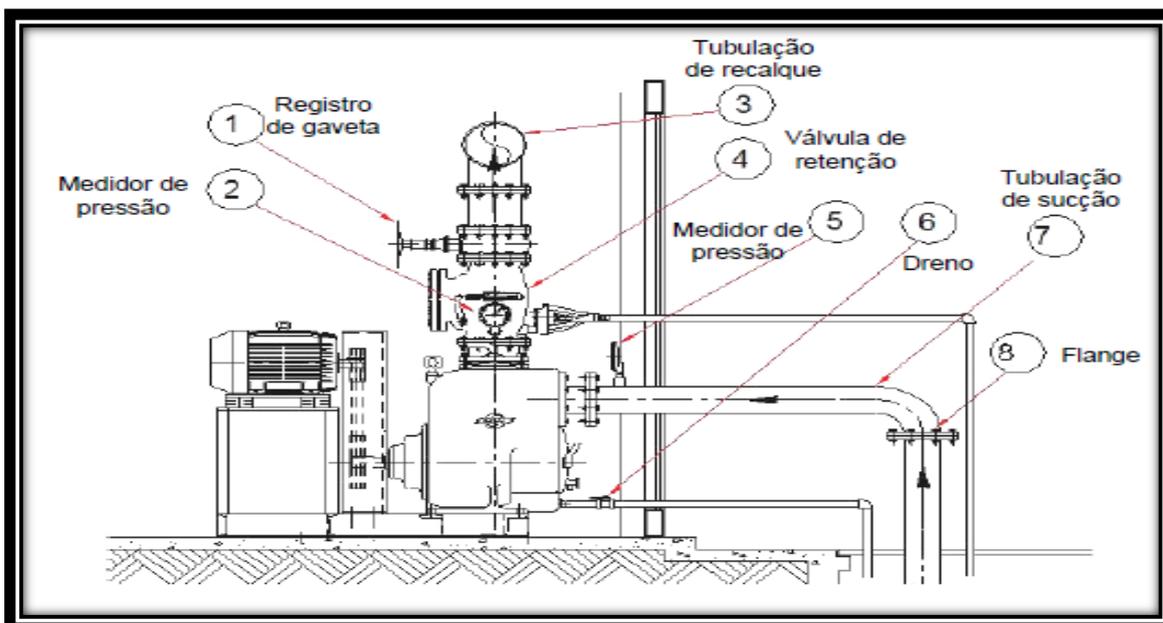


Figura 28: Apresenta Desenho esquemático da estação elevatória e seus principais componentes.  
Fonte: Mendonça (2007)



Figura 29: Apresenta em detalhes a estação elevatória: a) casa de bombas, b) quadro de comando elétrico e c) conjuntos motor bombas.  
Fonte: Direta

O software depois de processar 24 horas nos dias de coleta, apresentou uma média de 1,7 L/s de esgoto bruto que atravessava a calha Parchall onde estava afixado o dispositivo de leitura de vazão.

#### **5.9.5. O reator UASB manta de lodo da ETE Sideral**

O reator UASB da ETE Sideral possui quatro câmaras independentes, sendo operadas.

Depois da chegada do esgoto ao poço de sucção da estação elevatória, este é recalcado para o reator UASB através de tubulações de ferro fundido com 300 mm de diâmetro nominal que alimentam duas caixas de distribuição de vazão, cada qual com 1,03 m de largura e 1,25 m de comprimento, que por sua vez, alimentam quatro canaletas de entrada, cada uma dessas tendo dimensões de 0,40 m de largura, 4,6 m de comprimento e 0,6 m de profundidade, fazendo com que as quatro câmaras do reator UASB sejam alimentadas uniformemente. O volume do reator segundo projeto é de 600m<sup>3</sup>.

As dimensões de cada câmara de reator UASB são apresentadas na Tabela 28 estão as medições da caixa de areia no projeto original e atualmente

**Tabela 27: Características físicas das câmaras do reator UASB.**

CARACTERÍSTICAS	PROJETO ORIGINAL	MEDIÇÃO REALIZADA IN LOCO
Comprimento (m)	12,25	11,9
Largura (m)	9	8,5
Profundidade útil (m)	5,45	5,6

Fonte: Direta

O esgoto tratado é coletado na parte superior de cada câmara do reator através de orifícios existentes em tubulações dispostos ao longo do comprimento desse reator, ao quais conduzem o efluente tratado, para as quatro canaletas de saída, cada qual com 0,4 m de largura, 11,9 m de comprimento e 1,00 m de profundidade, situadas no lado oposto às canaletas de entrada.

Em cada módulo do reator UASB estão dispostas três tubulações de amostragem distribuídas ao longo de sua altura visando seu controle operacional.

As condições operacionais previstas no projeto, considerando a vazão do dia do maior consumo ( $73\text{L/s} = 6307\text{m}^3/\text{dia}$ ) e a carga orgânica afluyente ( $1.615\text{ kg.DBO}/\text{dia}$ ), são descritas na Tabela 28.

**Tabela 28: As condições operacionais da ETE Sideral segundo o projeto implantado na estação.**

CARACTERÍSTICAS	PROJETO ORIGINAL
Tempo de detenção hidráulica	9.14 h
Taxa de Carregamento orgânico	0,67kG.DBO/m <sup>3</sup> .dia
Velocidade ascensional	0,60m/h
Velocidade ascensional máxima	1,27m/h

Fonte: Cosanpa 1996

Os gases produzidos nos módulos do reator são coletados em duas canalizações de fibra de vidro (conjunto inferior que conduz o gás a um sistema superior). As canalizações superiores têm saídas que conduzem os gases até ao queimador.

O projeto da ETE previu uma produção de metano no sistema da ordem de  $380\text{ m}^3/\text{dia}$  para fim de plano (adotando-se porcentagem de metano de 60% no biogás).

Os gases exalados na superfície são conduzidos até o reator biológico cilíndrico de leito fixo, com 3 m de diâmetro, para tratamento antes do lançamento na atmosfera.

O lodo produzido nas células do reator UASB é descartado em dois canais laterais, cada qual com 0,80 m de largura, 26,60 de comprimento e 1,80 de

profundidade, estando situados em lados opostos do reator UASB e sendo construídos em concreto.

O projeto previa a instalação de tubulação enterrada para a condução do lodo até um pequeno poço de sucção para posterior recalque aos leitos de secagem, porém essa etapa do projeto não foi realizada. O projeto original da ETE previu uma produção de lodo da ordem de  $6 \text{ m}^3/\text{dia}$  considerando as quatro células que compõem o reator UASB.

As Figuras 31 A (reator UASB), B (caixa de distribuição de vazão) e C (coletor dos gases) apresentam alguns componentes os componentes principais do reator UASB em estudo.

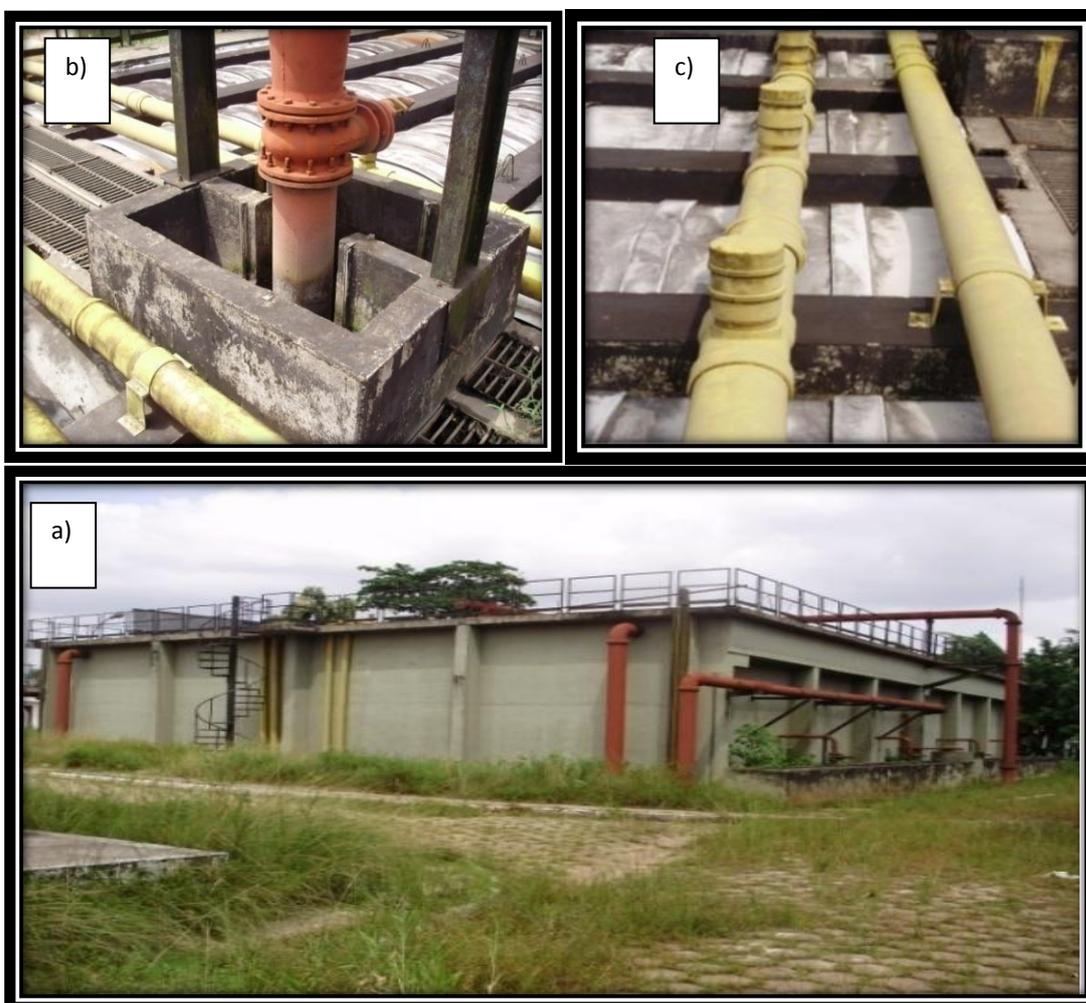
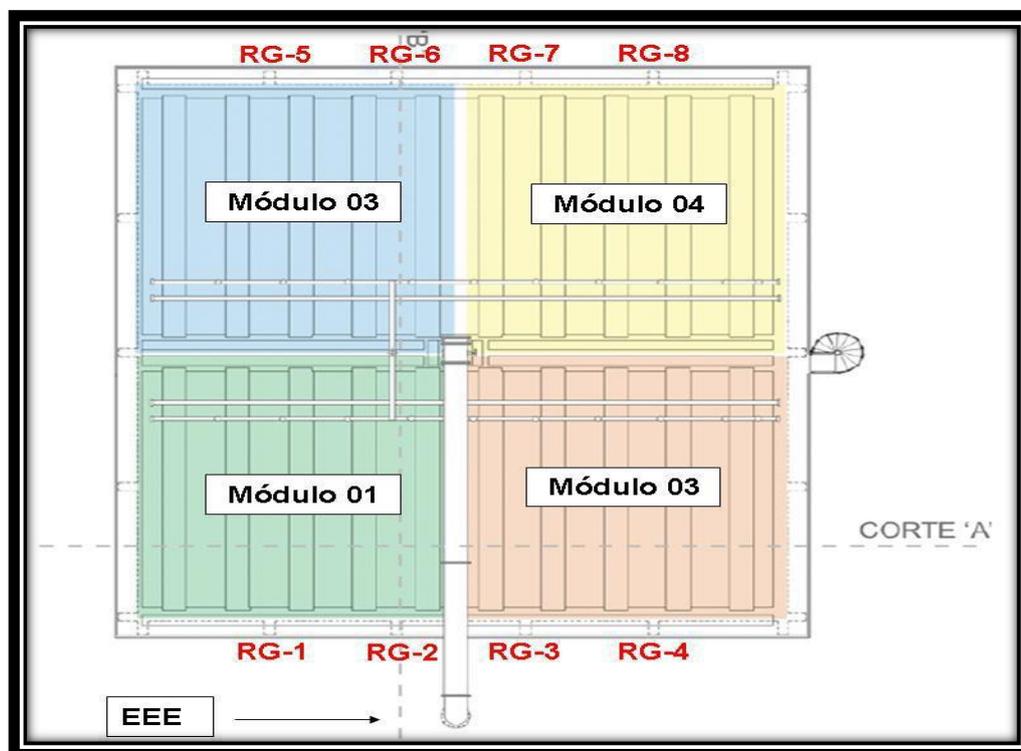


Figura 30: Demonstração de componente físicas da ETE Sideral a) reator UASB, b) calha de distribuição de vazão e c) canalização de captação de gases.

Fonte: Direta

Assim como a Figura 32 apresenta os 04 módulos componentes deste reator, enfatizando os registros de saída ou descarte de lodo de onde foram subtraídas as concentrações utilizadas neste estudo.



**Figura 31: Desenho esquemático dos módulos do reator da ETE Sideral.**  
Fonte: Direta

### 5.9.6. Leito de Secagem da ETE Sideral

A ETE Sideral possui nove unidades para a secagem do lodo oriundo do reator biológico, com área total de 324 m<sup>2</sup>, segundo medições feitas no local.

O líquido drenado é coletado em canalizações de diâmetro nominal de 100 mm para serem conduzidos até o poço de sucção de chegada de esgotos. Os leitos são cobertos com telhas de fibrocimento.

A Tabela 29 demonstra as medidas de cada unidade de secagem de lodo de acordo e o projeto original da ETE e também segundo medições feitas no local de estudo. Na Figura 33 podemos verificar a imagem real do leito de secagem da ETE em estudo.

**Tabela 2929: medidas de projeto e in loco do leito de secagem**

CARACTERISTICAS	PROJETO ORIGINAL	MEDIÇÃO REALIZADA IN LOCO
Nº de unidades (m)	15	9
Comprimento (m)	8.00	8.00
Largura (m)	4.0	4.5
Área total (m <sup>2</sup> )	480	324

Fonte: CEMA 1996



Figura 32: Apresenta detalhes do Leito de secagem da ETE Sideral: a) Unidades de secagem do lodo da ETE; b) leito de secagem

Fonte: Direta

Com a constatação de que para as vazões de projeto de 73 e 43L/s, as leitos de secagem da ETE Sideral deveriam comportar uma produção diária de 336,06 kg/d (para vazão máxima) e de 197,94 (para vazão média), isso levando em consideração de que a construção e operação das 15 células projetadas para a recepção desta produção de lodo tivesse sido construída. Porém percebe-se no local, que apenas 09 das 15 células projetadas foram construídas isso faz com haja um déficit de 49% de capacidade de tratamento do lodo para a vazão máxima e de 76% para a vazão média.

Percebe-se também que na ETE não há presença do sistema elevatório de retorno de líquido drenado para o reator e a ausência do sistema elevatório de recalque da canaleta de descarte de lodo até os respectivos leitos de secagem para o início do tratamento efetivo do lodo.

Tais ausências de equipamento acabam por impactar diretamente no corpo receptor do efluente deste sistema, assim como o meio ambiente físico e biológico ao redor do tratamento de esgoto, visto que o mesmo acaba recebendo despejado no rio massaquara “in natura” assim como transportado manualmente pelos operadores que atuam na manutenção do sistema de tratamento quando há necessidade de desobstrução manual da tubulação, o que acaba impactando diretamente na qualidade de vida deste funcionário.

### 5.9.7. Tratamento do Biogás

O tratamento dos gases produzidos nos reatores anaeróbios são coletados, em dois sistemas de calhas produzidos em fibra de vidro reforçado, que transportam os gases até o queimador que possui a capacidade de queima de até 1500 m<sup>3</sup>/dia de gás.

Como verificado na Figura 34, os gases produzidos nos reatores são succionados para o tratamento por um exaustor centrifugo construídos em PVC, com capacidade de 500m<sup>2</sup>/h, o bagacilho é sobreposto em camadas com espessura de 0,60m e misturados a produtos químicos esta caso mais especificadamente em 10 kg de cloreto férrico e 40 kg de cal hidratada para que ocorra o processo de queima.

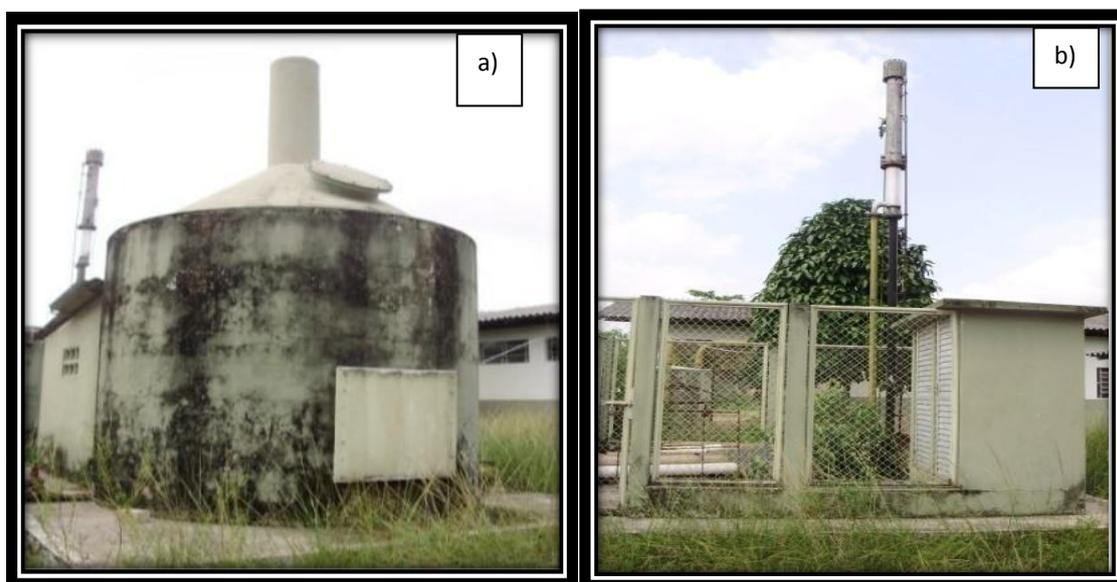


Figura 33: Apresenta o tratamento dos gases e a sua queima: a) Reator biológico para tratamento de gases; b) Queimador de gases.

Fonte: Direta

### 5.9.8 O Balanço de Massa.

Na Tabela 30 pode-se observar as informações sobre o Balanço de massa na Grade da ETE Sideral, para a vazão de projeto e vazão média. Segundo CARRASCO 1992.

**Tabela 30: Características do balanço de massa de ETE Sideral**

GRADEAMENTO		
VAZÃO	Q=43 l/s	Q=73 l/s
Volume retido na grade m <sup>3</sup> /d	0,01858	0,03154
Massa retida na grade kg/d	0,01904	0,03232

Fonte: Direta

Nesta pesquisa de balanço de massa, no gradeamento para a vazão de 1,2 L/s que foi o valor encontrado como o valor médio das vazões diárias de coleta, o Volume do material sólido retido na grade foi de 0,00086 m<sup>3</sup>/d e o de massa retida na grade foi de 0,00088kg/d.

Pode-se perceber ainda que se a ETE Sideral estivesse atuando sob as condições as quais foi projetada haveria uma subutilização de 2.74% do volume de material sólido que fica retido na grade, assim como o da massa que ficaria aderida a esse dispositivo.

### 5.6.1 BALANÇO DE MASSA NO DESARENADOR PARA VAZÃO MÉDIA E MÁXIMA

Na Tabela 31 estão disponíveis as informações sobre o balanço de massa no Desarenador que compõe a ETE Sideral, para as vazões máxima e média.

**Tabela 31: Características do balanço de massa do Desarenador da ETE Sideral**

DESARENADOR		
VAZÃO	Q=43 l/s	Q=73 l/s
Volume retido na caixa de areia m <sup>3</sup> /d	0,04458	0,07569
Massa retida na caixa de areia kg/d	118,143	200,569

Fonte: Direta

No desarenador, observa-se que, a variação do volume e a massa de areia retido neste componente do tratamento é de aproximadamente 2.73% quando se relaciona a vazão máxima com a encontrada como média do estudo que foi de 5,49kg/d e quando relacionada a vazão média este valor é de 4.64%.

### 5.6.20 BALANÇO DE MASSA RELACIONADA À DQO DE ENTRADA E SAÍDA NO REATOR.

Como demonstrado na Tabela 33 e 34 estão disponíveis as informações sobre o balanço de massa na entrada do reator UASB, que teve como base dos cálculos os valores de DQO de entrada no reator é de 296mg/L e de saída é de 91mg/L e a referência de ANDREOLI1997, 2001.

**Tabela 32: Balanço de massa que entra no reator.**

ENTRADA NO REATOR		
Carga orgânica kg DQO/d	Q=43 l/s	Q=73 l/s
	1099,7	1866,93

**Fonte: Direta**

A carga orgânica que é recalçada atualmente para a vazão de 1,7 L/s que é de 51,14 kg/d para o reator UASB de fluxo ascendente é 2.7% menor do que a que foi projetada para a vazão máxima e 4.6% menor que a vazão média. O que indica uma subutilização do reator UASB, justificado pela pouca vazão que chega a ETE.

**Tabela 33: Balanço de massa que sai do reator.**

ENTRADA NO REATOR		
Carga orgânica kg DQO/d	Q=43 l/s	Q=73 l/s
	340,9	578,25

**Fonte: Direta**

Neste item verificou-se que para a vazão máxima (73L/s) se fosse realizado a quantificação da DQO<sub>Efluente</sub>, ou seja, a que sai do reator biológico este valor seria de 717,3 kg DQO/d, porém quando se verifica o estabelecido na literatura como cálculos de balanço de massa percebe-se que este valor é de 717,3 kg DQO/d, o que se pode concluir que a diferença entre esses valores (138,55 kg DQO/d) corresponde a parcela de DQO de difícil degradação, ou seja o reator UASB não está digerindo esta parcela.

Seguindo este mesmo pensamento verificou-se que para vazão média (43L/s) a DQO Efluente, deveria apresentar um valor de 422,51 kg DQO/d, porém quando se verifica o estabelecido na literatura como cálculos de balanço de massa percebe-se que este valor é de 340,9kg DQO/d, o que se pode concluir que a diferença entre esses valores (81,60kg DQO/d).

### 5.6.30 BALANÇO DE MASSA RELACIONADA À DQO QUE SE TRANSFORMOU EM METANO

Na Tabela 34 estão disponíveis as informações a cerca da quantidade de DQO que se transformou em metano, para as vazões em estudo.

**Tabela 34: Quantificação da produção de metano do reator UASB**  
PRODUÇÃO DE METANO

Produção de metano em kg/d	Q=43 l/s	Q=73 l/s
		504,97

Fonte: Direta

Levando em consideração os 857,27 kg/d produzidos pela vazão máxima verificamos um decréscimo de 2.73% com relação à vazão atual que é de 23,48 kg/d e relacionando a vazão média com a atual verifica-se um decréscimo de 4.6%, ou seja, um decaimento na produção de metano.

### 5.6.40 BALANÇO DE MASSA RELACIONADA À DQO QUE SE TRANSFORMOU EM LODO.

A Tabela 35 apresenta a produção de lodo no Reator UASB nas suas variadas fases de produção e finaliza com o fator de correção de 1,5gDQO/gSSV, proposto por (VAN HAANDEL1999 e ANDREOLI 2001)

**Tabela 35: Demonstra a produção de lodo no reator UASB**

PRODUÇÃO DE LODO		
Produção de lodo em kgSST/d	Q=43 l/s	Q=73 l/s
		197,9459
Volume do Lodo m <sup>3</sup> /d	4,851614	8,236461
SSV/SST = 0,055 - 0,60 (Andreoli 2001)		
Produção de lodo em kgSSV/d	114,8086	194,9076
Produção de lodo em kgDQO/d	172,2129	292,3614

Fonte: Direta

Para a vazão máxima de projeto encontramos a produção de lodo na grandeza de 292,36 kgDQO/d, para a vazão média de 172,21 kgDQO/d.

Levando em consideração que para a vazão encontrada atualmente na ETE de 1,7L/sa produção de lodo é de aproximadamente 8kgDQO/d, percebemos uma variação de 2.7% com relação a vazão máxima de projeto e uma variação de 4.6% para a vazão media de projeto. Confirmando a subutilização dos componentes da ETE Sideral.

### 5.6.50 BALANÇO DE MASSA DO LEITO DE SECAGEM DE LODO

Para este balanço foram adotados valores encontrados na Literatura como:

Valores da densidade do lodo anaeróbio = 1,02 a 1,03

Massa específica do lodo = 1020 - 1030 kg/m<sup>3</sup>

Concentração esperada de lodo de descarte = 4%

$Y = 0,18 \text{ kgSS/kg DQO aplicada}$

Para esta verificação ANDREOLI (2001) admiti que o lodo desidratado no leito de secagem e estima um teor de sólido entre 30 e 45%, com a massa específica entre 1050 kg/m<sup>3</sup> e 1080 kg/m<sup>3</sup> e um valor de remoção de sólido entre 90% e 98%. Porém nesta pesquisa serão adotados os seguintes valores para cálculo:

[ ] se SS no lodo desidratado = 40%

Massa específica do lodo desidratado = 1060 kg/m<sup>3</sup>

Remoção de sólido desidratado = 95%

Desta forma temos a Tabela 36 onde se demonstra os dados do balanço de massa no leito de secagem

**Tabela 36: Demonstra o balanço de massa para o leito de secagem da ETE Sideral levando em consideração a variação de vazão.**

LEITO DE SECAGEM		
	Q=43 l/s	Q=73 l/s
Carga Efluente kgSST/d	188,0486	319,2452
Carga de SS drenado kgSST/d	9,897293	16,80238
Q percolado	4,408103	7,483524
Q percolado com SS (mgSS/l)	2245,25	2245,25
Em DQO	2020,725	2020,725
Produção de lodo em kgDQO/d	8,907564	15,12214

Fonte: Direta

A Tabela 37 apresenta os valores referentes ao balanço de massa no processo de higienização do lodo originado no reator UASB da ETE Sideral.

**Tabela 37: demonstra o balanço de massa para o processo de higienização do Lodo**

HIGIENIZAÇÃO		
Massa da torta no leito de secagem - 20%	Q=43 l/s	Q=73 l/s
M-Torta kg torta/d	490,24	1596,2
Considerando CAL a 30% kgCao	56,40	95,97
Quantidade total de Lodo kg de lodo	996,64	1692,64

**Fonte: Direta**

Como se pode perceber o balanço de massa a ETE Sideral foi projetada para o atendimento de uma vazão máxima e média que não foi e a encontrada no período desta pesquisa que foi de março a dezembro, com exceção do mês de março os outros meses são considerados de pouca chuva nesta região do Brasil, o que pode ter colaborado consideravelmente para a quantificação baixíssima da vazão atual da ETE.

A caracterização do afluente apresenta resultados muito abaixo do esperado principalmente com relação à matéria orgânica, o que implica na percepção de que a ETE Sideral está subutilizada, para a realidade do tratamento deste bairro, com a redução da demanda da matéria orgânica há uma considerável diminuição na produção de quantidade de lodo o que é uma realidade local, pois o projetado seria uma demanda de descarte de lodo mensal o que hoje não acontece na ETE em estudo. O que acontece são acúmulos mensal de pequenas quantidades de lodo, que são descartadas ali mesmo nas redondezas da ETE ou despejado “in natura no corpo receptor de efluente tratado.

A justificativa para tal realidade segundo a gerencia da COSANPA seria a não ligação intradomiciliar de esgoto na rede de esgotamento sanitário por parte dos moradores que atuam naquela área e que durante a fase de implantação do projeto de construção e operação da ETE houve um intenso investimento em educação ambiental e de conscientização da importância da ligação intradomiciliar na rede de esgotamento para a população.

A Tabela 38 nos demonstra os dados e informações referentes ao leito de secagem do Lodo.

**Tabela 38: Apresentação dos dados do leito de secagem da ETE Sideral**

Produção de lodo em kgSST/d	Q=43 l/s	Q=73 l/s
		197
Produção de lodo m <sup>3</sup> /d	4,85	8,24
Área de secagem existente hoje em m <sup>2</sup>	324	324
Área de secagem projetada em m <sup>2</sup>	480	480

**Fonte: Direta**

Se a ETE Sideral estivesse em condições de atendimento para vazão máxima de projeto estaria produzindo diariamente 336,05kgSST e levando em consideração que com a vazão encontrada essa produção é de 9,2kgSST, o que apresenta uma variação de 2.73%, com analogia a vazão media esta variação seria de 4.6%.

Ainda com relação ao leito de secagem para o atendimento da vazão máxima projetada seria necessária uma área de secagem de 480m<sup>2</sup> e conforme as medições realizadas no local da pesquisa verificou-se que hoje há apenas uma área disponível de 324 m<sup>2</sup> o que representa 67,5% da área necessária para a secagem do lodo, fazendo com que haja um déficit de 32,5% de área, ou seja, mesmo que a estação estivesse com seus dispositivos funcionando normalmente e se houvesse as ligações intradomiciliares a ETE não teria condições de tratar seu lodo produzido diariamente.

#### 5.10 Tabela resumo e desenho esquemático do balanço de massa das componentes da ETE Sideral

As Tabelas 39 e 40 apresentam o resumo do balanço de massa e as Figuras 35 e 36 demonstram o balanço.

**Tabela 39: Resumo do balanço de massa na Grade e Desarenador**

Vazão	unid	Material retido na Grade		Material retido no Desarenador	
		Volume kg/d	Massa kg/d	Volume kg/d	Massa kg/d
<b>73</b>	L/s	0,032	0,03	75,68	200,5
<b>43</b>	L/s	0,019	0,019	44,58	118,14

**Fonte: Direta**

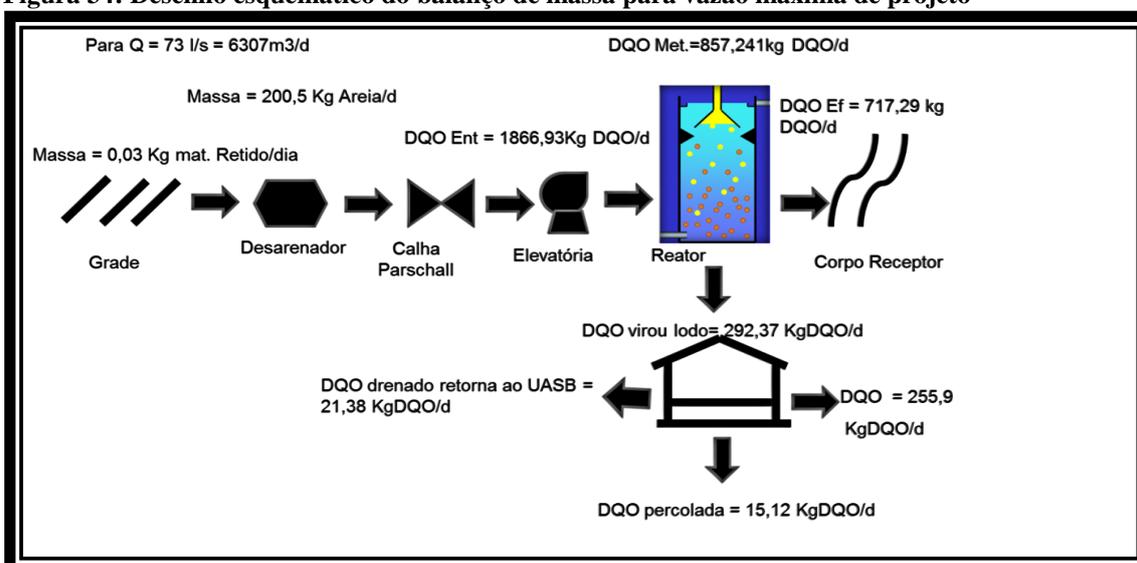
Tabela 40: Resumo do balanço de massa no reator UASB e Leito de Secagem

Vazão	unidade	No Reator UASB kg DQO/d				No Leito de Secagem kgDQO/d			
		Entra	Metano	Lodo	Efluente	Entra	Retorna ao trat.	Percolada	Efluente
73	L/s	1866,93	857,24	292,37	717,29	292,37	21,38	15,12	255,9
43	L/s	1099,69	504,97	172,3	421,5	172	11,38	8,9	151,7

Fonte: Direta

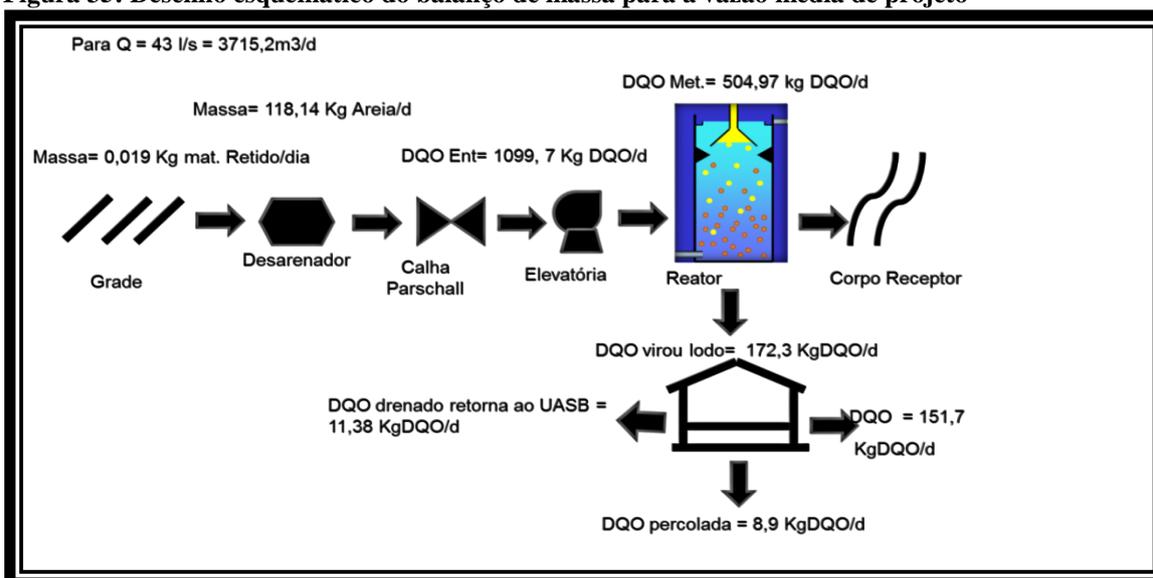
As Figuras 36 e 37 apresentam um desenho esquemático do balanço de massa da ETE Sideral

Figura 34: Desenho esquemático do balanço de massa para vazão máxima de projeto



Fonte: Direta

Figura 35: Desenho esquemático do balanço de massa para a vazão média de projeto



Fonte: Direta

## 6. CONCLUSOES:

Nesta pesquisa com relação à caracterização dos metais encontrado no esgoto bruto e tratado na ETE Sideral segundo a Análise das Componentes Principais (ACP), podemos concluir que a presença do elemento químico B (Boro) e Ba (Bário) no Aflente ou seja no esgoto bruto. No Esgoto Tratado encontrou-se o elemento B (Boro) como componente principal

No que diz respeito a análise de similaridades e agrupamento dos metais presentes no esgoto bruto e tratado no qual foi aplicado a análise de grupamentos, podemos afirmar que o elemento que apresentou um maior nível de similaridade no aflente foram os metais cádmio (Cd) e Arsênio (Ar) e para efluente novamente encontra-se o Cádmio (Cd) e o Zinco (Zn).

Os resultados obtidos com a análise de componentes principais para a caracterização dos metais do lodo no esgoto da ETE-Sideral se pode observar que o elemento químico Bário (Ba) foi o principal componente.

Quanto a análise de similaridades e agrupamento dos metais presentes no Lodo os elementos que mais apresentaram similaridade foram o Cádmio (Cd) e o Chumbo (Pb).

Quanto aos resultados obtidos para a análise das componentes principais com relação aos parâmetros físico-químico o elemento que mais se apresentou como principal foi a Demanda Química de Oxigênio ( $DQO_{total}$ ) para Aflente e Efluente.

No que diz respeito a análise de similaridades e agrupamento dos parâmetros físico-químico, os elementos que mais apresentaram similaridades foram o Fósforo e o pH para Aflente e o Sólido suspenso total (SST) e os Ácidos Graxo Voláteis (AGV) para Efluente

Conclui-se, também, que nenhuma das concentrações médias dos metais obtidas na pesquisa, ocasiona danos ao tratamento biológico empregado na ETE sideral, pois estes estão abaixo da faixa de inibição das bactérias. E que apesar de que os metais apresentaram características de similaridades e de principal componente encontrada essas características não tendem danificar o tratamento do esgoto recebido pela ETE Sideral.

Com relação aos custos relacionados a operação e manutenção da ETE Sideral podemos observar que o valor mensal de R\$ 18.813,82 que seria necessário para o atendimento de uma população de 29110 habitantes

Fazendo-se a relação custo/ atendimento entra-se o gasto por habitante de R\$ 0,62 para cada contribuinte atendido com rede coletora e tratamento de esgoto.

Levando-se em consideração que  $10\text{m}^3$  de água oferecido pela COSANPA custa R\$ 14,00 e que na maioria dos estados que cobra a tarifa de tratamento de esgoto esta taxa é de 60% do valor gasto com água. Chega-se a conclusão que se fosse cobrado pela coleta e tratamento de esgoto de uma economia com 5 habitantes seria de R\$ 22,40 (R\$ 14,00 + R\$ 8,40) gastos com esgoto para uma economia com 5 habitantes. Porém o valor levantado foi de R\$ 0,62 por habitante o que para uma economia de 5hab o valor de R\$ 3,11, logo o valor a ser cobrado na tarifa final seria de R\$ 17,11 (R\$ 14,00 + R\$ 3,11) para a mesma economia de 5 hab. Com isso a COSANPA teria mensalmente em caixa o valor de R\$ 5,29 por hab, sendo que a população de projeto é de 29110 pessoas.

Os resultados do balanço de massa bateram com o esperado ressaltando apenas o comportamento da DQO que é lançado com o esgoto tratado que é de 717,30kg/d de DQO tratada numero o qual é a somatória de 578,75kg/d de DQO de fácil degradação com 138,55kg/d de difícil degradação que acaba voltando ao tratamento.

## 7. REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). 2007. Toxicological Profile for Barium and Compounds. Atlanta, GA: U.S. Department of Public Health and Human Services, Public Health Service, 2007. Disponível em: < <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts24.pdf> > Acesso em: 18 jun. 2011.

\_\_\_\_\_. Toxicological Profile for Boron. Atlanta, GA: EUA. 2007. Disponível em: < <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp26-c9.pdf> > Acesso em: 15 jun. 2011.

\_\_\_\_\_. Toxicological Profile for Copper. Atlanta, GA: EUA. 1990. Disponível em: < <http://www.atsdr.cdc.gov/hac/pha/pha.asp?docid=800&pg=3> > Acesso em: 16 jun. 2011.

\_\_\_\_\_. Toxicological Profile for Iron. Atlanta, GA: EUA. 2003. Disponível em: < <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15-c7.pdf> > Acesso em: 17 jun. 2011.

\_\_\_\_\_. Toxicological Profile for Manganese. Atlanta, GA: EUA. 2000. Disponível em: < <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151.pdf> > Acesso em: 18 jun. 2011.

\_\_\_\_\_. Toxicological Profile for Nickel. Atlanta, GA: EUA. 2005. Disponível em: < <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp15.pdf> > Acesso em: 19 jun. 2011.

\_\_\_\_\_. Toxicological Profile for Zinc. Atlanta, GA: EUA. 2005. Disponível em: < <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp60.pdf> > Acesso em: 20 jun. 2011.

ALVES, R. I. S. Avaliação de parâmetros limnológicos, parasitas, bactérias e metais pesados em água superficial no córrego Ribeirão Preto, Ribeirão Preto – SP. 2009. 112 f. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Enfermagem em Saúde Pública. Área de concentração: Saúde Ambiental) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

APHA;AWWA;WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.20<sup>a</sup> ed. Washington, DC.EUA.WEF. 1998.

ARCTIC MONITORING AND ASSESSMENT PROGRAMME – AMAP. Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Oslo, Norway, 1998.

\_\_\_\_\_. Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Chapter 7: Heavy Metals. Oslo, Norway. 1998. Disponível em < <http://www.amap.no/documents/index>. > Acesso em: 04 jul. 2011.

AIYUK, S et al; Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates—A review.In Bioresource Technology, v97 p 2225–2241 (2006).

A.L.S.S. COELHO, M.B.H. do NASCIMENTO, P.F.F. CAVALCANTI and A.C. VAN HAANDEL Water Science and Technology Vol 48 No 11–12 pp 221–226. Publishing 2003.

ANDREOLI, C. V., VON SPERLING, M., FERNANDES (2001). F. **princípios do tratamento biológico de águas residuárias. lodo de esgotos: tratamento e disposição**

**final**, v. 6. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais - SANEPAR, 484p.

ANDREOLI,C.V.; ANDREOLI,F.N.;IHLENFELD,R.G.K.; RODRIGUES,E.M. Influência da deterioração da água bruta no consumo de produtos químicos e na qualidade da água tratada. Sanare, Curitiba, v.7 n.7, p.28-32. 1997.

ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERDANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final 1ª ed. Belo Horizonte. UFMG. 2001.

ADRIANUS C.VAN HAANDEL, et al. In **Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domesticwastewater Review 2000**.

BAIRD, C. Química Ambiental. Tradução Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. 2ª ed. Porto Alegre. Bookman. 2002.

BARROSO, L. P.; ARTES, R. **Análise multivariada**. São Paulo: IME-USP, 2003.

BANU ET AL, Treatment of domestic wastewater using upflow anaerobic sludge blanket reactor International Journal of Enviornmental Science and Technology, Vol. 4, No. 3, 2007, pp. 363-370.

BHUNIA. P and GHANGREKAR. M.M, In Analysis, evaluation, and optimization of kinetic parameters for performance appraisal and design of UASB reactors, Bio resource Technology v, 99, p 2132-2149 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente/CONAMA. Resolução nº 397 de 03 de abr de 2008.Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=563>>. Acesso em: 8ago.2011 a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente/CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de ago de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 9 jan. 2010b.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Código de águas. Lex: coletânea de legislação de 1934, Rio de Janeiro, v. 4, p. 679,1934. Disponível em:< [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/d24643.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d24643.htm) >Acesso em: 10 fev. 2010.

BRASIL. Constituição (1988 ). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, Senado, 1988. Disponível em:< [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03)>Acesso em: 15 fev. 2010.

BRASIL. Lei no 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, 1997, 25 p. Disponível em:< [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm) >Acesso em: 23 fev. 2010.

BRITO, A. G e MELO, L. F.; A simplified analysis of reaction and mass transfer in UASB and EGSB reactors; in *Environmental Technology*, vol 18 pp 35-44

BRITO, E. R. *Tecnologias adequadas ao tratamento de esgotos*. Rio de Janeiro. ABES. 2004.

CARRASCO, K. I. A. (1992), *Balço de Massa e Energia: Aplicação ao Tratamento de Esgotos Sanitários com Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB) à Temperatura de 20oC*, Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 212p., São Carlos, SP

CARVALHO. K.Q. *Resposta dinâmica de reatores UASB em escala piloto submetido a cargas orgânicas e hidráulicas cíclicas: modelos matemáticos e resultados experimentais*. Dissertação de mestrado 225p USP- São Carlos 2006.

CARVALHO, K.Q; PASSIG. F.H; SALGADO, M.T E PIRES, E. C. Hydrodynamic evaluation of a UA SB reactor submitted to cyclical flow rate variation. In; *Revista Brasileira Engenharia Sanitária e ambiental* Vol. 13 n° 02 p. 226- 235 2008.

CHERNICHARO.C.A.L; *Reviews in Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater*. *Environmental Science andBio Technology*; V 5,73-92 (2006)

COELHO, A. L. S. S. *Pré-operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de efluentes gerado em indústria pesqueira Amazônica*. *Vigia de Nazaré-PA*. In: *Traços revista do centro de ciências exatas e tecnológica da UNAMA, Belém PA*. V.9 n 20 p 27 a 35 (2007)

COSANPA a (1996). *Programa de Saneamento para Populações de Baixa Renda, Estação de tratamento de esgotos IPASEP – Projeto hidráulico*. Belém, 1996.

COSANPA b; *Programa de Saneamento para Populações de Baixa Renda, Estação de tratamento de esgotos IPASEP – Projeto hidráulico*. Belém, 1996

DILON, W.R.; GOLDSTEIN, M. **Multivariate Analysis**: methods and applications. New York: John Wiley & Son, 1984.

DROSTE, R. L. (1997), *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*, cap. 18 – *Anaerobic Wastewater Treatment*, p. 622-669, John Wiley & Sons, Inc, EstadosUnidos.

DURÃES, A. M. M.; SOUSA, F. A. R.; GUIMARÃES, M. R. P. D. *Tóxicos: Níquel - Trabalho realizado no âmbito da disciplina de Toxicologia I do Curso de Mestrado Integrado em Ciências Farmacêuticas da Faculdade do Porto (FFUP)*. Porto. 2007.

Disponível em <

<http://www.ff.up.pt/toxicologia/monografias/ano0607/niquel/niquel.htm>> Acesso em: 4 set. 2009.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - U.S.EPA.METHOD 200.7. Determination of metals and trace elements in water and wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry, 58p. 1982. Disponível em <<http://www.epa.gov/sam/pdfs/EPA-200.7.pdf> > Acesso em: 4 set. 2009.

\_\_\_\_\_. Barium and Compounds. Washington, DC. 2005. Disponível em: <<http://www.epa.gov/IRIS/toxreviews/0010tr.pdf#page=68> > Acesso em: 29 jun. 2010.

\_\_\_\_\_. Toxicological Review of boron And Compounds. Washington, DC. 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/iris/> > Acesso em: 29 Jun. 2010.

FELTRE, R. Química. 6ª Ed. São Paulo. Moderna, 2004.

FORESTI, E et al; Balanço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) revista: Eng. Agrícola., Jaboticabal, v.24, n.3, p.807-820, set./dez. 2004

GHANGREKAR *et al* (2005). In: Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation, Water Research V.39 p. 1123–1133.

GOETTEMS, E.L.P. Resultados Analíticos de “poluentes prioritários” no Pólo Petroquímico do Sul. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 14. 1987, São Paulo, SP. Anais, 1987.

GOMES. M.R e CHERNICHARO. C.A. L (2005) Experiências operacionais a análise do sistema de tratamento de esgoto de Bonito-MS. IN: 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental de Campo Grande. MS. CD RON

GOYER, R.A; CLARKSON, T.W. Tóxic effects of metals. In toxicology, the science of poisons. 1ª ed. McGraw-hill Co. New York. 2001.

HEALTH CANADÁ. Effects of Lead on Human Health. Canada. 2008. Disponível em: <<http://www.hc-sc.gc.ca/hl-vs/iyh-vsv/environ/lead-plomb-eng.php>> Acesso em: 14 abr. 2010.

HENZE, M., HARREMOES, P., ARVIN, E., AND JANSEN, J. C. Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes. New York, Springer, 383p. (1997).

HERNÁNDEZ, R.B. Manganês: O papel do fracionamento químico e da especiação como determinantes de seu comportamento geoquímico e neurotóxico nos organismos em desenvolvimento. 2009. 162 f. Tese (Doutorado em Química Inorgânica) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo.

HAIR JR, J.F., ANDERSON, R.E., TATHAM, R.L., BLACK, W.C. **Análise Multivariada de dados**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. Tratamento de esgotos domésticos. 4ª ed. Rio de Janeiro. ABES. 2005.

JORDÃO, E. P. & PESSÔA, C. A. (1995), Tratamento de Esgotos Domésticos, 3ª edição, ABES, 681p., Rio de Janeiro, RJ

JOHNSON, R.A.; WICHERN, D.W. Applied multivariate statistical analysis. Prentice-Hall, 1998.

LEITÃO, R. C. (2004) Robustness of UASB Reactors Treating Sewage Under Tropical Conditions. Wageningen: Wageningen University, 2004, 160p. Tese de doutorado.

LIMA, T. P. M. Fracionamento do fósforo no esgoto bruto e efluente de UASB – Estudo de caso da ETE Sideral. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Tecnologia em Saneamento Ambiental) — Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará - IFPA. 2010

LIMA *et al*, Performance de um reator UASB na atenuação da carga orgânica presente na mistura de esgoto sanitário e percolado, In: XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancun, México de 21 al 31 Octubre , 2002

LIMA, M.C S *et al*. Desempenho de um reator UASB na atenuação da carga orgânica presente na mistura de esgoto sanitário e percolado. XXVIII Congresso interamericano de Engenharia Sanitária y ambiental, Camcum, México. Anais de congresso 2002.

LIMA, T.P.M, Fracionamento do Fósforo no Esgoto Bruto e Efluente de UASB – Estudo de caso ETE Sideral. Trabalho de conclusão de curso– IFPA

LIN, C.Y. Effect of heavy metals on volatile fatty acid degradation in anaerobic digestion. Water Res. 26, 177–183. 1992. Disponível em <[http://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws\\_home/309/description#description](http://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws_home/309/description#description)> Acesso em: 4 set. 2009.

LIN, C.Y., CHEN, C.C. Effect of heavy metals on the methanogenic UASB granule. Water Res. 33, 409–416. 1999. Disponível em <[http://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws\\_home/309/description#description](http://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws_home/309/description#description)> Acesso em: 4 set. 2009.

MACHADO, P. A. L. Direito Ambiental Brasileiro. 15ª ed. São Paulo. Malheiros. 2007.

METCALF; EDDY. Wastewater Engineering Treatment e Reuse. 4ª ed. York, USA. McGraw Hill. 2003.

MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN. H.; LETTINGA, G. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. Bioresource Technology 90 (2003) 1-9.

M.R. PENÃ, D.D. MARA, G.P. AVELLA. Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. In: water research V.40, p.445 – 452,

2006.

MAXHAM, J. V; WAKAMIYA, W. Innovative biological wastewater treatment technologies applied to the treatment for biomass gasification wastewater. In: Proceedings of 35th Industrial wasteconference, PurdueUniversity, 80-94. 1991

MENDES, Frederico Cunha. Avaliação da pós-implantação do sistema de coleta condominial, tipo fundo de lote, do setor Guanabara – Região Metropolitana de Belém. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Pará. Belém, 174p (2003)

MENDONÇA, N.M; SIMAN,R.R; NICIURA, C. L; CAMPOS, J.R. Aplicabilidade de reator anaeróbio de leito expandido em escala plena no pré-tratamento de esgoto sanitário de esgoto sanitário: Aspectos de desempenho, produção de lodo e efluente. Em 25º Congresso Brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental, artigo, 2005.

MOHAN ET AL (2008), Integration of acidogenic and methanogenic processes for simultaneous production of biohydrogen and methane from wastewater treatment, In: international journal of hydrogen energy v, p, 2156 – 2166. 2008

MONTENEGRO, M. I. P.; ARAÚJO, S. S. V.; PEREIRA, T. C. T. M. Tóxicos: Chumbo - Trabalho realizado no âmbito da disciplina de Toxicologia Mecanística do Curso de Mestrado Integrado em Ciências Farmacêuticas da Faculdade do Porto (FFUP). Porto. 2008.

Disponível em <[http://www.ff.up.pt/toxicologia/monografias/ano0708/g12\\_chumbo/top.htm](http://www.ff.up.pt/toxicologia/monografias/ano0708/g12_chumbo/top.htm)> Acesso em: 4 set. 2009.

NUNES, J. A. Tratamento Físico-Químico de Águas Residuárias Industriais. 3ª ed. Gráfica e Editora triunfo Ltda. Aracaju, 2001.

NUVOLARI. A. Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. 1ª ed. Edgard Blucher. 2003.

OLIVA, L. C. H. V. Tratamento de esgoto sanitário com reator anaeróbio manta de lodo (UASB) protótipo: Desempenho e respostas dinâmicas as sobrecargas hidráulicas, Tese, Universidade de São Carlos, EESC, SP.

OLIVA, L.C.H. V; Tratamento de esgoto sanitário através de reator de manta de lodo (UASB) protótipo: caracterização do esgoto e acompanhamento de desempenho, 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, artigo, 1997.

OLIVA, L. C.H. V. (1997), Tratamento de Esgotos Sanitários com Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) Protótipo: Desempenho e Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas, Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 218 p., São Carlos, SP

OLIVEIRA, A. S. Tratamento de esgoto pelo sistema de lodos ativados no município de

Ribeirão Preto, SP: Avaliação da remoção de metais pesados. 2006. 162 f. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Enfermagem em Saúde Pública. Área de concentração: Saúde Ambiental) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

PASSIG, F. H., CAMPOS, J. R. Reactor anaeróbio híbrido para o tratamento de esgoto sanitário. In: 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Artigo. Campo Grande /MS. 2005

PAULA, F. S; CHERNICHARO, C. A. L. Benefícios da hibridização de reator UASB aplicado ao tratamento de esgotos domésticos. In: 24º congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Artigo. 2007

PELAEZ, M.L.L. Desempenho de reatores UASB expostos a choques de carga hidráulica e diluição da matéria orgânica devidos a eventos de chuva. Dissertação de mestrado UFRGS 154p, 2007.

PIVONELLI, J. Ação dos metais pesados sobre os processos biológicos de tratamento: influência na DBO. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21. 1988, Rio de Janeiro, RJ. Anais, 1988.

SABRY, T Application of the UASB inoculated with flocculent and granular sludge in Treating sewage at different hydraulic shock loads. In Bioresource Technology V.99 p. 4073–4077, 2008.

SEGHEZZO, L.; and LETINGA, G. In A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors, in Bio resource Technology V. 65 p 175-190. (1998).

TEIXEIRA et al. Influencia da alteração da distribuição do tamanho de partículas no desempenho de reator UASB tratando esgoto domestico. In: Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental v. 14 p 159-177 Nota Técnica (2009).

TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M.C.; FAIRCHILD, R. T.; TAIOLI, F. Decifrando a terra. 3ª ed. São Paulo. 2000.

THOMPSON, T.; FAWELL, J.; KUNIKANE, S.; JACKSON, D.; APPELYARD, S.; CALLAN, P.; BARTRAM, J. KINGSTON, P. Chemical safety of drinking water : assessing priorities for risk management. Geneva. WHO. 2007.

TONANI, K. A. A.; Identificação e quantificação de metais pesados, parasitas e bactérias em esgoto bruto e tratado da Estação de Tratamento de Esgoto de Ribeirão Preto – SP. 2008. 179 f. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde pública) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2ª ed. Belo Horizonte. UFMG. 1996.

VAN HAANDEL, A. E MARAIS, G. O comportamento do sistema de lodos ativados – Teoria e aplicações para projetos e operações, Epgraf Campina grande Pb, 1999. 488p

VERSIANI et al. Fatores intervenientes no desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Joinville SC. Anais (2003).

WISNIEWSKI et al. In Dewatering of urban residual sludges: Filterability and hydro-textural WORLD BANK GROUP. Pollution Prevention and Abatement Handbook – Cadmium. 212p. 1998. Disponível em:<

[http://www.wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/1999/06/03/000094946\\_99040905052283/Rendered/PDF/multi0page.pdf](http://www.wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/1999/06/03/000094946_99040905052283/Rendered/PDF/multi0page.pdf)> Acesso em: 26 out. 2010.

\_\_\_\_\_. Arsênic. 208p. 1998.

Referências Bibliograficas Silva & Costa (2011) 90

\_\_\_\_\_. Lead. 215p. 1998.

INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS). Document for preparation of WHO .Geneva, 1992. Disponível em:< <http://www.inchem.org/> > acesso em: 6 out. 2010.

\_\_\_\_\_. Arsenic. Geneva, 1981 (Environmental Health Criteria, 18). Disponível em:< <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc018.htm>> Acesso em: 9 out. 2010.

\_\_\_\_\_. Arsenic and arsenic compounds. Geneva, 2001 (Environmental Health Criteria, 224). Disponível em:< <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm> > Acesso em: 9 out. 2010.

\_\_\_\_\_. Barium. Geneva, 1990 (Environmental Health Criteria, 107). Disponível em:< <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc107.htm>> Acesso em: 9 out. 2010.

\_\_\_\_\_. Boron. Geneva, 1998 (Environmental Health Criteria, 204). Disponível em:< <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc204.htm>> Acesso em: 9 out. 2010.

\_\_\_\_\_. Cadmium. Geneva, 1992 (Environmental Health Criteria, 134). Disponível em:< <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc134.htm>> Acesso em: 9 out. 2010.

\_\_\_\_\_. Copper. Geneva, 1998 (Environmental Health Criteria 200). Disponível em:< <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm> > Acesso em: 9 out. 2010.

\_\_\_\_\_. Iron. 571. Geneva, 1998 (WHO Food Additives Series 18). Disponível em:< <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v18je18.htm> > Acesso em: 6 out. 2010.

\_\_\_\_\_. Manganese. Geneva, 1981 (Environmental Health Criteria 17). Disponível em:< <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc017.htm> > Acesso em: 6 out. 2010.

\_\_\_\_\_. Nickel. Geneva, 1991 (Environmental Health Criteria, 108).

\_\_\_\_\_. Zinc. Geneva, 1994 (Environmental Health Criteria 221). Disponível em:< <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc221.htm> > Acesso em: 6 out. 2010.

WORLD HEALTH ORGNIZATION – WHO. Water Sanitation and Health (WSH).

Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. 2ª ed. Geneva, 1993. Disponível

em:<[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html) > acesso em: 25 fev. 2010.

\_\_\_\_\_. Barium in Drinking-water. Geneva, 2004. Disponível

em:<[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/en/gdwq3\\_12.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/gdwq3_12.pdf)>Acesso em: 10 fev. 2010.

\_\_\_\_\_. Barium in Drinking-water. Geneva, 2003. Disponível

em:<[https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/bariumsum.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/bariumsum.pdf)>Acesso em: 10 fev. 2010.

Referências Bibliograficas Silva & Costa (2011) 91

\_\_\_\_\_. Boron in Drinking-water. Geneva, 2009. Disponível em:<

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/wsh0304\\_54/en/index8.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/wsh0304_54/en/index8.html) >Acesso em: 10 fev. 2010.

\_\_\_\_\_. Cadmium (12 Chemical fact sheets). Geneva, 2003. Disponível em:<

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/en/gdwq3\\_12.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/gdwq3_12.pdf)>Acesso em: 10 fev. 2010.

\_\_\_\_\_. Cadmium in Drinking-water. Geneva, 2004. Disponível

em:<[https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/.../cadmium.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/.../cadmium.pdf) >Acesso em: 10 fev. 2010. \_\_\_\_\_.

Iron in Drinking-water, Geneva, 2003. Disponível em:<

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/iron.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/iron.pdf)> Acesso em: 10 fev. 2010.

\_\_\_\_\_. Inorganic Tin in Drinking-water, Geneva, 2004. . Disponível em:<

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/tin.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/tin.pdf) > Acesso em: 10 fev. 2010.

\_\_\_\_\_. InorganicTin. Geneva, 2003. Disponível em:<

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/tinsum.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/tinsum.pdf) > Acesso em: 11 fev. 2010.

\_\_\_\_\_. Lead in drinking-water. Geneva, 2003. Disponível em:<

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/lead.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/lead.pdf) >Acesso em: 10 fev. 2010.

\_\_\_\_\_. Nickel in Drinking-water. Geneva, 2005. Disponível em:<

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/gdwqrevision/nickelsumstatement.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/gdwqrevision/nickelsumstatement.pdf) >Acesso em: 10 fev. 2010.

\_\_\_\_\_. Nickel 12.93. Geneva, 2004. Disponível em:<

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/gdwqrevision/nickelsumstatement.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/gdwqrevision/nickelsumstatement.pdf)>Acesso em: 10 fev. 2010.

\_\_\_\_\_. Zinc in Drinking-water. Geneva, 2003. Disponível em:<

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/zinc.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/zinc.pdf) >Acesso em: 10 fev. 2010.

ZAYED, G., WINTER, J. Inhibition of methane production for whey by heavy metals- protective effect of sulfide. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 53, 726–731. 2000. Disponível em:<<http://aem.asm.org/> >Acesso em: 21 nov. 2010.