



GUILHERME GIMENES

**DISPOSIÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ÁGUA EM REATOR UASB**

**CAMPINAS
2014**



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO**

GUILHERME GIMENES

**DISPOSIÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ÁGUA EM REATOR UASB.**

Orientador: Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour

Co-Orientador: Prof. Dr. Ariovaldo José da Silva

Dissertação de Mestrado apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de Saneamento e Ambiente.

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELO ALUNO GUILHERME GIMENES E ORIENTADA PELO PROF. DR. EDSON APARECIDO ABDUL NOUR

Prof Dr. Edson Aparecido Abdul Nour

**CAMPINAS
2014**

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

G429d Gimenes, Guilherme, 1988-
Disposição de lodo de estação de tratamento de água em reator UASB /
Guilherme Gimenes. – Campinas, SP : [s.n.], 2014.

Orientador: Edson Aparecido Abdul Nour.
Coorientador: Ariovaldo José da Silva.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de
Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Tratamento de água. 2. Lodo. 3. Tratamento anaeróbio. 4. Metano. I. Nour,
Edson Aparecido Abdul, 1961-. II. Silva, Ariovaldo José da. III. Universidade
Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.
IV. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Sludge disposal from water treatment plant into UASB reactor

Palavras-chave em inglês:

Water treatment

Sludge

Anaerobic treatment

Methane

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora:

Edson Aparecido Abdul Nour [Orientador]

Carlos Gomes da Nave Mendes

Sidney Seckler Ferreira Filho

Data de defesa: 26-08-2014

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO**

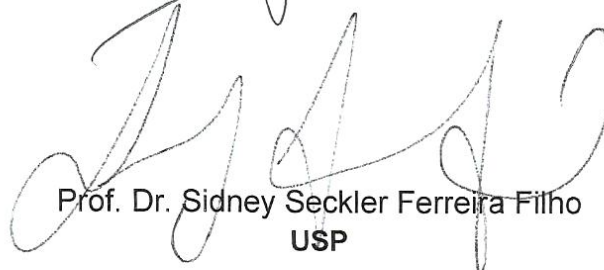
**DISPOSIÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE ÁGUA EM REATOR UASB**

Guilherme Gimenes

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:


Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour
Presidente e Orientador / UNICAMP


Prof. Dr. Carlos Gomes da Nave Mendes
UNICAMP


Prof. Dr. Sidney Seckler Ferreira Filho
USP

Campinas, 26 de Agosto de 2014.

RESUMO

A busca por soluções viáveis para a disposição adequada do lodo de Estações de Tratamento de Água (ETA), tem se mostrado uma preocupação crescente de diversas empresas e companhias de saneamento. Uma das alternativas é o lançamento na rede coletora de esgoto. No entanto, deve ser avaliada criteriosamente a capacidade da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) em receber tal resíduo. Nesta linha de raciocínio, o presente trabalho visou avaliar o impacto do lodo de ETA, da qual utilizou PAC como coagulante, para a biomassa anaeróbia de um reator UASB por meio do ensaio da Atividade Metanogênica Específica (AME) e verificar também a evolução da concentração de alumínio e carbono orgânico total (COT) no lodo da ETE após a mistura com o lodo da ETA. Os ensaios de AME foram realizados segundo a metodologia adaptada de Aquino *et al.* (2007). Foram testadas concentrações de lodo de ETA de 1, 2, 4, 6, 10, 12,5, 15, 20 e 30 g SST.L⁻¹ e o frasco controle (sem lodo de ETA) como elemento de comparação. Como resultados foi possível observar que, estatisticamente, não houve diferenças significativas no valor da AME entre o frasco controle e as concentrações de 1, 2, 4 e 6 g SST.L⁻¹. Já para as concentrações acima de 6 g SST.L⁻¹ houve uma redução considerável do valor da AME, comparadas com o frasco controle. Quanto à concentração de alumínio, foi verificado que conforme aumentou a dosagem de lodo da ETA, aumentou também a concentração de alumínio no lodo, desta forma, contribuindo para a hipótese de que o alumínio pode provocar impacto negativo à biomassa do reator UASB, pois quanto maior a concentração de alumínio, menor o valor da AME. Também foi observado que o aumento da concentração de lodo de ETA diminui a porcentagem de carbono orgânico total. Por fim, pela metodologia proposta, foi demonstrada a viabilidade de lançamento do lodo das ETA na ETE, de forma que a concentração de lodo de ETA no reator UASB se limite a 6 g SST.L⁻¹ para não provocar impacto significativo na atividade biológica.

Palavras Chave: Tratamento de Água, Lodo, Tratamento Anaeróbio, Metano.

ABSTRACT

The search for viable solution to disposal of sludge from water treatment plants (WTP) has shown a growing concern for many businesses and sanitation companies. One alternative is to launch in the sewage disposal system. However, it should be carefully evaluated the ability of WWTP to receive such waste. This line of reasoning, the present study aimed to evaluate the impact of WTP sludge, that used PAC as a coagulant for the anaerobic biomass of a UASB reactor using assay of Specific Methanogenic Activity (SMA) and also check the evolution of the aluminum concentration and TOC in the WWTP sludge after mixing with the WTP sludge. Assays were performed in Duran flask of 250 mL according to the methodology adapted from Aquino *et al.* (2007). WTP sludge concentrations of 1, 2, 4, 6, 10, 12,5, 15, 20 and 30 g SST.L⁻¹ and the control flask (without WTP sludge) as a comparator were tested. As a result it was observed that, statistically, there were no significant differences in the SMA value between the control flask and the concentrations of 1, 2, 4 and 6 g SST.L⁻¹. Compared to the control flask, concentrations above 6 g SST.L⁻¹ there was a considerable reduction in the value of SMA. On aluminum concentration, was checked that rising the dosage of wtp sludge also rise the concentration of aluminum in the wwtp sludge, thereby contributing to the hypothesis that aluminum can cause negative impact on the UASB reactor biomass, because how higher is aluminum concentration, lower is the SMA. It was also observed that with increasing concentration of WTP sludge decreases total organic carbon percentage. Finally, by the proposed methodology, the feasibility of launching the WTP sludge in WWTP was demonstrated, so the concentration of WTP sludge in the UASB reactor is limited to 6 g SST.L⁻¹ not to cause significant impact on the biological activity.

Key Words: Water Treatment, Sludge, Anaerobic Treatment, Methane.

SUMÁRIO

RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
AGRADECIMENTOS.....	xi
LISTA DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE QUADROS.....	xiii
LISTA DE SIGLAS E SIMBOLOS	xiv
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1. OBJETIVO GERAL	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1. PROCESSO CONVENCIONAL DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	4
3.2. RESÍDUOS DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA	5
3.3. LANÇAMENTO DO LODO DE ETA EM ETE.....	8
3.4. TRATAMENTO DE ESGOTO POR PROCESSO ANAERÓBIO	12
3.5. REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE.....	19
3.6. FATORES DE DIMENSIONAMENTO E OPERAÇÃO DO UASB	21
3.7. LODO DE REATOR UASB	24
3.7.1. Caracterização.....	24
3.7.2. Tratamento	24
3.7.3. Disposição final.....	25
3.8. ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA	26

4. MATERIAL E MÉTODOS.....	32
4.1. ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA 1 E 2.....	32
4.2. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PIÇARRÃO.....	34
4.3. ENSAIO DE ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA.....	35
4.4. CÁLCULO DA ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA	39
4.5. ANÁLISE DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL E ALUMÍNIO NO LODO	41
5. RESULTADOS.....	43
5.1. PRODUÇÃO ACUMULADA DE METANO AO LONGO DO TEMPO.....	43
5.2. ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA	49
5.3. CONCENTRAÇÃO DE ALUMÍNIO NO LODO	50
5.4. CARBONO ORGÂNICO TOTAL	54
5.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	55
6. CONCLUSÕES	57
7. RECOMENDAÇÕES.....	59
8. BIBLIOGRAFIA.....	60
9. ANEXOS	65
9.1. ANEXO 1 – Valores Corrigidos de Produção de Metano em mL.	65
9.2. ANEXO 2 – Valores de AME em g DQO.g SSV ⁻¹ .d ⁻¹	66
9.3. ANEXO 3 – Valores de Concentração de Alumínio no lodo em g.kg ⁻¹	67
9.4. ANEXO 4 – Valores de Carbono Orgânico Total do lodo em %.....	68

À minha família e a minha noiva,
que tanto me apoiaram para a realização deste sonho.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar sempre me acompanhando e por ter me ajudado a concluir mais esta etapa da minha vida.

A minha noiva, pela paciência e incentivo. Suas palavras e o seu amor foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

A minha família, por estarem sempre ao meu lado me oferecendo todo o apoio possível e “impossível”.

Ao Professor Dr. Edson Aparecido Abdul Nour, pela orientação e por todo o ensinamento transmitido. Muito obrigado!

Ao Professor Dr. Ariovaldo José da Silva, pelo incentivo, pelas correções e importantes sugestões para a melhoria desta pesquisa, bem como ao Professor Dr. Carlos Gomes da Nave Mendes, pelas correções e sugestões no exame de qualificação, contribuindo também para a melhoria deste trabalho.

À equipe do Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP, mas de forma especial ao Prof. Dr. Enelton Fagnani, por toda a ajuda oferecida, pelas aulas de digestão das amostras para as análises de alumínio e tudo mais.

Por fim, mas não menos importante, à SANASA – Campinas, que permitiu a realização deste trabalho. Especialmente aos Srs. Renato Rossetto (Gerente de Operação de Esgoto), Uildson Carlos A. de Oliveira (Coordenador da ETE Piçarrão), Bruno M. Silveira (Engenheiro de Operação da ETE Piçarrão), Sérgio Raimundo Grandin (Coordenador da ETE Anhumas), Adriana Maria Boscolo Cândido (Coordenadora do Laboratório de Análise e Controle de Efluentes), João Aparecido Edo (Coordenador das ETA 1 e 2), a equipe do Laboratório de Análises e Controle de Efluentes e a todos os outros, pelo apoio oferecido e as importantes sugestões para a concretização desta dissertação.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Conversão da matéria orgânica expressa em DQO para processos aeróbios e anaeróbios.....	14
Figura 2 - Etapas da decomposição anaeróbia da matéria orgânica	18
Figura 3 - Esquema do reator anaeróbio de fluxo ascendente.....	20
Figura 4 - Coleta e queima do biogás produzido em reatores UASB.....	23
Figura 5 - Equipamentos utilizados no teste da AME.....	31
Figura 6 - Localização das ETA 1 e 2 SANASA.....	32
Figura 7 - Fluxograma de tratamento de água das ETA 1 e 2	33
Figura 8 - Estação de Tratamento de Esgoto Piçarrão	35
Figura 9 - Esquema ilustrativo do teste da AME	39
Figura 10 - Produção de metano ao longo do tempo (Sem lodo de ETA).....	44
Figura 11 - Produção de metano ao longo do tempo (1 g SST.L ⁻¹ de lodo de ETA)	44
Figura 12 - Produção de metano ao longo do tempo (2 g SST.L ⁻¹ de lodo de ETA)	45
Figura 13 - Produção de metano ao longo do tempo (4 g SST.L ⁻¹ de lodo de ETA)	45
Figura 14 - Produção de metano ao longo do tempo (6 g SST.L ⁻¹ de lodo de ETA)	46
Figura 15 - Produção de metano ao longo do tempo (10 g SST.L ⁻¹ de lodo de ETA)	46
Figura 16 - Produção de metano ao longo do tempo (12,5 g SST.L ⁻¹ de lodo de ETA) .	47
Figura 17 - Produção de metano ao longo do tempo (15 g SST.L ⁻¹ de lodo de ETA)	47
Figura 18 - Produção de metano ao longo do tempo (20 g SST.L ⁻¹ de lodo de ETA)	48
Figura 19 - Produção de metano ao longo do tempo (30 g SST.L ⁻¹ de lodo de ETA)	48
Figura 20 - Atividade Metanogênica Específica (AME) média	50
Figura 21 - Concentração de Alumínio no lodo	51
Figura 22 - Relação AME x Concentração de Alumínio	53
Figura 23 - Carbono Orgânico Total e desvio padrão	54
Figura 24 – Relação AME x COT	55

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Características do lodo de decantador de ETA.....	6
Quadro 2 - Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio	14
Quadro 3 - Resultado ANOVA com Comparações Emparelhadas Games-Howell	52

LISTA DE SIGLAS E SIMBOLOS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AM – Atividade Metanogênica

AME – Atividade Metanogênica Especifica

CHV – Carga Hidráulica Volumétrica

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

COV – Carga Orgânica Volumétrica

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

$f(T)$ – Fator de correção

K_{DQO} – DQO correspondente a um mol de metano

LABSAN – Laboratório de Saneamento

NBR – Norma Brasileira

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

P – Pressão atmosférica

PAC – Cloreto de Polialumínio

pH - Potencial Hidrogeniônico

PNSB – Pesquisa Nacional do Saneamento Básico

Q – Vazão

QCH₄ – Vazão de Metano

R – Constante dos gases

SANASA - Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A

SST – Sólidos em Suspensão Totais

SSV – Sólidos em Suspensão Voláteis

ST – Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis

T – Temperatura

TOC – Total Organic Carbon

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket

°C – Grau Celsius

1. INTRODUÇÃO

Segundo informações do Plano Nacional de Saneamento Básico 2008 (IBGE, 2010) aproximadamente 64% da água distribuída no Brasil é tratada pelo método convencional, ou seja, pelo processo de potabilização da água que envolve as etapas de coagulação, floculação, decantação e filtração. Esse processo possui como subproduto o lodo que é constituído pelo material sólido que foi removido da água bruta mais o coagulante usado no processo.

Ainda segundo informações do PNSB 2008 (IBGE, 2010), aproximadamente 67% dos municípios brasileiros que geram lodo no processo de tratamento da água descartam esse material em rios, provocando problemas ambientais devido ao fato de serem ricos em materiais sólidos, como silte e argila, além de vários metais. Tais substâncias podem provocar toxicidade aos organismos aquáticos e aumentar a turbidez da água reduzindo a penetração de luz no corpo hídrico.

Observamos que muitas empresas, prefeituras, companhias de saneamento etc. estão empenhadas na busca de soluções técnica e economicamente viáveis para promover a gestão dos resíduos gerados nas Estações de Tratamento de Água prevenindo impactos negativos com a inadequada disposição no ambiente.

Dentro deste tema a Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento de Campinas está desenvolvendo estudos para promover a adequada gestão do lodo das Estações de Tratamento de Água 1 e 2 da cidade.

Uma das alternativas que a empresa tem considerado é a construção de um tanque de equalização da vazão de lodo da ETA para a disposição homogênea na rede de esgoto a fim de ser encaminhado e processado na Estação de Tratamento de Esgotos Piçarrão.

A ETE Piçarrão promove o tratamento dos esgotos por uma combinação de processos biológicos, sendo inicialmente anaeróbio por reatores UASB, seguido de aeróbio por lodos ativados.

Espera-se que todo o lodo da ETA afluyente a ETE fique acumulado nos reatores UASB até ser retirado pelos descartes rotineiros do lodo de excesso. Considerando tal afirmação, este estudo visa avaliar o impacto do lodo da ETA para a biomassa anaeróbia do reator UASB por meio do ensaio da atividade metanogênica específica.

Sendo assim, este trabalho é uma oportunidade de somar e adquirir conhecimento a cerca da problemática da gestão do lodo de ETA, considerando que, como foi citado acima, muitas cidades ainda o descartam em corpos d'água e a opção de dispor na rede de esgoto pode ser uma alternativa viável, desde que bem avaliada.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

- Verificar a viabilidade de disposição de lodo de ETA em reator UASB.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o impacto da adição de diferentes dosagens de lodo de ETA na atividade metanogênica específica da biomassa anaeróbia do reator UASB.
- Avaliar a mudança na característica do lodo anaeróbio pela análise de carbono orgânico total, considerando o possível aumento de sólidos inertes provenientes do lodo da ETA.
- Avaliar o aumento da concentração de alumínio no lodo anaeróbio após a adição do lodo da ETA e verificar a possível influência na AME.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. PROCESSO CONVENCIONAL DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Sendo a alternativa mais utilizada em Estações de Tratamento de Água (ETA), o processo convencional de tratamento se resume ao uso de coagulação, floculação, decantação e filtração para eliminar as impurezas da água bruta (RICHTER, 2009).

Para promover a coagulação, adiciona-se à água bruta sais de ferro ou alumínio. Na câmara de floculação, com o auxílio de uma agitação lenta, são formados flocos que por sua vez, por ação da gravidade, são removidos nos decantadores (DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

Após a decantação, a água clarificada é filtrada em leito de material granular, sendo somente areia ou uma combinação de areia e antracito para remover a parcela remanescente de material finamente particulado que não foi removido na fase de decantação.

Segundo Richter (2009) a etapa de filtração é a fase mais importante do processo de tratamento da água para abastecimento e se resume na remoção dos sólidos em suspensão por ação de diversos mecanismos de remoção de partículas, mas principalmente a sedimentação, a interceptação e a difusão.

Por fim, a Portaria 2914/2011 (BRASIL, Portaria nº 2914, de 12 de Dezembro de 2011, 2011) estabelece que toda água distribuída a população deve ser submetida a desinfecção, sendo tal processo definido por Di Bernardo e Dantas (2005) como a inativação de organismos patógenos presentes na água pela adição de produtos oxidantes como o cloro, bromo, dióxido de cloro, permanganato de potássio, ozônio, peróxido de hidrogênio etc.

3.2. RESÍDUOS DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Ao fim da etapa de potabilização da água em estações de tratamento de água após a adição de produtos químicos, temos como resíduos o lodo, proveniente dos decantadores, e a água de lavagem dos filtros, sendo o primeiro mais concentrado em termos de sólidos totais que o segundo.

O lodo possui características distintas devido à qualidade da água bruta, processo adotado para o tratamento da água, quantidades de produtos químicos adicionados etc., no entanto, de uma forma geral, podemos afirmar que é rico em material sólido apesar de ainda apresentar mais de 95% de umidade (CORDEIRO, 1999).

A água de lavagem dos filtros possui um teor de sólidos menor que o lodo de decantador e um volume de produção maior e, por esses motivos, uma alternativa que vem sendo adotada por muitas estações é a recirculação para o início do processo da ETA, com ou sem pré-tratamento, assim, restando somente o lodo de decantadores para ser encaminhado ao seu adequado tratamento e disposição (DI BERNARDO *et al.*, 1999 (b)).

A recirculação da água de lavagem dos filtros promove uma economia considerável de água e também proporciona um volume menor de resíduo a ser tratado, no entanto deve ser criteriosamente avaliada, pois dependendo da qualidade microbiológica desse resíduo tal técnica pode provocar problemas de contaminação da água a ser tratada implicando em maiores gastos com insumos para tornar a água potável segundo os critérios da legislação brasileira (DI BERNARDO *et al.*, 1999 (b)).

Os resíduos de ETA são constituídos basicamente por materiais inorgânicos como areia, silte e argila, também é possível observar uma parcela orgânica como compostos húmicos, bactérias, algas etc. além de uma série de metais onde os mais abundantes dependem do tipo de coagulante empregado, sendo os mais usuais os sais de ferro e/ou alumínio (SUNDEFELD JUNIOR, 2007).

No quadro a seguir podemos observar os principais elementos presentes no lodo de decantadores de algumas ETA da região metropolitana de São Paulo.

Quadro 1 - Características do lodo de decantador de ETA

PARÂMETRO	GUARAÚ	ABV	RIO CLARO	RIO GRANDE	TEODORO RAMOS	ALTO COTIA
Alumínio (mg/kg)	65.386	7.505	6.690	83.821	123.507	95.541
Cobre (mg/kg)	23	1.109	14.833	25	2.791	< 5
Ferro (mg/kg)	32.712	281.508	449.774	32.751	41.259	30.080
Fluoreto (mg/kg)	152	86	150	42	46	38
Manganês (mg/kg)	3.146	1.684	6.756	136	5.181	453
Sódio (mg/kg)	6.609	1.027	41.482	563	3.222	433
Zinco (mg/kg)	59	57	75	47	145	66
Sólidos Totais (mg/L)	24.957	17.412	14.486	11.043	5.518	10.692

Fonte: Adaptado de Di Bernardo e Dantas (2005)

Pode-se verificar também pelo Quadro 1 que o ferro e o alumínio são os principais elementos presentes no lodo, provenientes dos coagulantes utilizados nas ETA. Como exemplo podemos citar a ETA Rio Claro, na ocasião que foram elaborados tais dados, possivelmente, o coagulante empregado era algum sal de ferro dado a elevada concentração observada no lodo ($449.774 \text{ mg.kg}^{-1}$). Já para a ETA Teodoro Ramos, possivelmente foi utilizado algum sal de alumínio como coagulante, pois sua concentração ($123.507 \text{ mg.kg}^{-1}$) foi superior até mesmo a do ferro ($41.259 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Vale ressaltar que as características do lodo variam conforme o período do ano (seco ou chuvoso), a qualidade da água bruta, coagulantes utilizados, fatores operacionais, frequência de limpezas etc.

Para promover a adequada gestão dos resíduos gerados na Estação de Tratamento de Água deve ser conhecida a sua produção que pode ser determinada de duas formas: (i) para ETA em funcionamento é possível calcular sua produção *in loco*, efetuando um balanço de massas para a remoção de sólidos suspensos totais durante um período que contemple todas as estações climáticas do ano; e (ii) para ETA em fase de projeto ou construção é possível estimar a produção de lodo utilizando equações empíricas já consagradas que consideram a vazão e a concentração de sólidos suspensos totais da água bruta e as dosagens de coagulantes aplicados (DI BERNARDO & DANTAS, 2005; FERREIRA FILHO & WAELEKENS, 2009).

Ferreira Filho e Waelkens (2009) demonstraram, por meio de uma detalhada metodologia, a viabilidade do uso de equações para estimar a produção de lodo de uma

ETA que utiliza sulfato férrico e cloreto de polialumínio como coagulantes, tendo como dados base a concentração de sólidos suspensos totais da água bruta e da água coagulada e os valores de dosagens de coagulantes.

Após a geração e quantificação, dando sequência a gestão dos resíduos da ETA, é de suma importância encaminhar o lodo ao tratamento e/ou disposição final adequados, pois tais práticas estão sendo cada vez mais exigidas, visto que, segundo Paganini (2009) a maioria das estações de tratamento de água no Brasil não contemplam unidades de tratamento do lodo e a disposição em corpos d'água acarreta em sérios problemas ambientais e de saúde pública, sendo uma atividade classificada como poluidora segundo o Decreto Estadual 47397/2002 (SÃO PAULO, Decreto nº 47397, de 4 de Dezembro de 2002, 2002), por tanto, cabível de punições legais segundo a Legislação Federal de Crimes Ambientais nº 9605/1998 (BRASIL, Lei nº 9605, de 12 de Fevereiro de 1998, 1998).

A disposição do lodo da ETA em corpos d'água pode provocar alterações drásticas na turbidez, cor, e demanda química de oxigênio (DQO) do corpo receptor devido à alta carga de sólidos do lodo além de poder provocar toxicidade a vida aquática devido à quantidade de metais, a redução do oxigênio dissolvido e da penetração de luz no meio (CORDEIRO, 1999).

Sotero-Santos *et al.* (2005) avaliaram a toxicidade de lodos de estações de tratamento de água por meio de bioensaios com *Daphnias similis* e verificaram que a exposição a longo prazo, tanto a lodos provenientes de processos que utilizam cloreto férrico quanto sulfato de alumínio como coagulantes, provocaram a diminuição da reprodução dos organismos que, no ambiente natural, poderia provocar uma alteração significativa na cadeia alimentar afetando toda uma comunidade de seres vivos.

Dado a problemática da disposição do lodo de ETA nos corpos d'água temos como formas adequadas de disposição final, segundo Januário e Ferreira Filho (2007):

- Disposição em aterros particulares, municipais ou exclusivos;

- Aplicação no solo para estabilização, agricultura e recuperação de áreas degradadas;
- Reciclagem do lodo da ETA em produção de material cerâmico ou cimento;
- Recuperação de coagulantes;
- Incineração; e
- Lançamento em sistemas de coleta, afastamento e tratamento de esgotos sanitários.

No entanto, vale a pena ressaltar que em tais processos há a necessidade de reduzir seu volume por meio de processos naturais ou mecanizados de desidratação do lodo, haja vista que aproximadamente 95% de seu volume é água, reduzindo custos com movimentação interna, externa e disposição. Apenas no processo de lançamento na rede de esgoto que fica dispensado o uso do desaguamento do lodo.

Para Januário e Ferreira Filho (2007) todas as alternativas possuem vantagens e desvantagens e devem ser avaliadas criteriosamente considerando as particularidades de cada caso.

3.3. LANÇAMENTO DO LODO DE ETA EM ETE

Alguns países da Europa e Estados Unidos fazem uso da disposição de lodo de ETA em ETE evitando a necessidade de implantação de unidades de tratamento do lodo dentro da ETA, encaminhando-o a rede coletora de esgoto ou transportando por caminhões (DI BERNARDO *et al.*, 1999 (a)).

Januário e Ferreira Filho (2007) citam que a disposição do lodo da ETA em ETE se mostra uma alternativa promissora dado que muitas Estações de Tratamento de Água não possuem área para a implantação de unidades de tratamento do lodo gerado

ou estão situadas em áreas densamente povoadas onde a circulação de caminhões para o transporte do lodo desidratado causaria transtornos no trânsito local.

No entanto deve ser avaliada criteriosamente a capacidade da ETE em receber tal resíduo da ETA a fim de não exceder os parâmetros de projeto resultando na perda de eficiência do processo de tratamento e garantir que a unidade de tratamento do lodo da ETE seja capaz de receber tal incremento de sólidos, além de considerar que o lodo final, resultante da mistura dos lodos da ETA e ETE, deve sofrer modificações consideráveis com relação a sua qualidade físico-químicas devido aos coagulantes empregados na ETA (ASADA *et al.*, 2010; FERREIRA FILHO & WAELKENS, 2009; JANUÁRIO & FERREIRA FILHO, 2007; PEREIRA, 2011).

Como benefício da aplicação de lodo de ETA em ETE, Galarneau e Gehr (1997) demonstram que a aplicação de lodo de ETA (que utilizam sulfato de alumínio como coagulante) diretamente no esgoto bruto pode promover a remoção de aproximadamente 85% do fósforo total por precipitação química.

Chao *et al.* (2009) também mostram que lodos de estações de tratamento de água podem ser usados para remover fósforo via precipitação química em estações de tratamento de esgoto devido a grande quantidade de coagulantes presentes nos lodos, sendo, uma forma de reutilização dos produtos químicos. Os autores complementam dizendo que são desprezadas toneladas de coagulantes com a prática de descartar lodo de ETA diretamente em corpos d'água.

Guan *et al.* (2005) completa a idéia mostrando que a disposição de lodo de estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto pode melhorar a sedimentação nos decantadores primários removendo uma parcela importante de DQO e SST do esgoto dada a quantidade de coagulante presente no lodo da ETA. No entanto, devendo avaliar a dosagem máxima para não comprometer a operação da ETE, principalmente quanto ao impacto à atividade biológica e ao aumento do volume de lodo a ser gerenciado na ETE.

Também é possível verificar segundo Scalize *et al.* (2001) que a aplicação de lodo de ETA em ETE tem efeito benéfico no que diz respeito a remoção de ovos e larvas de helmintos. Nos testes, os autores simularam quatro decantadores primários

de uma ETE, um com esgoto sem a adição de lodo de ETA e outros três decantadores recebendo esgoto mais o lodo de ETA em diferentes concentrações e a partir dos resultados obtidos foi possível concluir que a adição de lodo de ETA auxiliou na sedimentação do material particulado reduzindo a pouco ou nenhum ovo de helmintos e não foi detectada nenhuma larva de helminto no sobrenadante.

Pesquisas nacionais têm sido feitas no intuito de verificar a viabilidade de lançar o lodo da ETA em ETE, dentre elas podemos citar Sundefeld Junior (2007), Rosário (2007), Manzochi *et al.* (2007), Asada *et al.* (2010), Pereira (2011), Sena (2011) e seus principais resultados são apresentados a seguir.

Sundefeld Junior (2007) avaliou a aplicação de lodo de uma estação de tratamento de água de ciclo completo usando sulfato de alumínio como coagulante em uma estação de tratamento de esgoto dotada de lodos ativados com aeração prolongada e como resultado foi verificado que após o descarte do lodo da ETA na ETE houve um aumento de 74 mg SST.L⁻¹ no esgoto bruto, provocando, conseqüentemente, um incremento de SST no tanque de aeração, aumento de 40% na produção em massa de lodo de excesso, diminuição de 4% nas eficiências de remoção de DBO e DQO, aumento na concentração de SST no efluente tratado, diminuição na remoção de NTK da ordem de 18%, redução de 20% da concentração de fósforo total no esgoto bruto, aumento da remoção de fósforo total e como conclusão o autor descreve ser, para o caso analisado, uma alternativa viável devendo direcionar a atenção para a unidade de tratamento de lodo da ETE, considerando o aumento na produção de lodo a ser tratado.

Na pesquisa de Rosário (2007) foi verificada a viabilidade de aplicação de lodo de uma ETA que usava sulfato de alumínio como coagulante em uma ETE com reatores UASB. As dosagens testadas foram de 50 e 75 mg SST.L⁻¹. Em ambas as dosagens não foram constatadas diminuição da eficiência da remoção de DBO e DQO pelo UASB, mas a produção de lodo teve um incremento após a aplicação de lodo da ETA e a relação SSV/SST diminuiu conforme aumentava a dosagem do lodo da ETA.

Manzochi *et al.* (2007) verificaram por meio de um experimento em escala piloto da ETE Barueri (lodos ativados) que a aplicação de lodo da ETA ABV (operada pela Sabesp) na dosagem de 30 mg ST.L⁻¹ não afetou o desempenho do processo e não

afetou as características físicas do lodo primário. Também foi observado que simulando a dosagem de 30 mg ST.L⁻¹ no biodigestor de lodo da ETE Barueri, por meio do ensaio de bancada da Atividade Metanogênica Específica, não houve inibição do processo anaeróbio.

Asada *et al.* (2010) demonstraram que a disposição de lodo de ETA usando sulfato de alumínio como coagulante em estações de tratamento de esgoto por processos aeróbio (lodos ativados) e anaeróbio (UASB) é viável, pois nas dosagens testadas não foi observado comprometimento dos processos biológicos, sendo as dosagens as seguintes: máximo de 75 mg SST.L⁻¹ para o reator UASB e de 50 mg SST.L⁻¹ para o lodos ativados. Entretanto, houve aumento da concentração de sólidos tanto nos reatores quanto no efluente tratado de ambos os processos.

Sena (2011) estudou a aplicação de lodo das ETA ABV e Guaraú (operadas pela Sabesp) em dosagens crescentes que foram de 30 a 400 mg de SST.L⁻¹ em um sistema piloto de lodos ativados com mídia plástica no tanque de aeração e mesmo na dosagem de 400 mg SST.L⁻¹ não foi observada alteração na remoção de matéria orgânica e nitrogenada. Quanto ao lodo do decantador primário após a dosagem de lodo da ETA foi constatado aumento da DQO e ST, redução de 10% na relação SV/ST e aumento da concentração de metais. Na seqüência, para avaliar a influência da adição de lodo da ETA em sistemas com digestão anaeróbia, Sena (2011) usou o teste de atividade metanogênica específica e como resultado o autor descreve que até a dosagem de 60 mg de SST de lodo de ETA por litro de esgoto não houve prejuízo do processo anaeróbio.

No estudo de Pereira (2011) foi descrito um processo em escala real de aplicação de lodo de ETA em ETE com tratamento primário quimicamente assistido seguido de sistema biológico aeróbio. A autora visou avaliar a possibilidade de aumentar a dosagem de lodo da ETA na ETE e como resultado observou que havia a possibilidade de dosar mais lodo na ETE sem ultrapassar os parâmetros de projeto e sem acarretar em sobrecarga de sólidos no sistema. O estudo se baseou em realizar um balanço de massa para verificar a possibilidade de aumentar as descargas de lodo da ETA na ETE. O lodo da ETA passava por uma Estação de Tratamento de Lodo

(ETL) onde era adensado e transportado por caminhões até a ETE, sendo realizadas três viagens por dia. A pesquisa concluiu que seria possível aumentar para cinco viagens por dia sem comprometer a eficiência da ETE.

Com base nos estudos citados podemos concluir que a alternativa de dispor o lodo da ETA em ETE pode ser uma solução viável, desde que analisada criteriosamente a carga máxima de lodo que pode ser lançada na ETE sem comprometer seu processo biológico e sua capacidade de gerenciamento do lodo gerado no processo.

3.4. TRATAMENTO DE ESGOTO POR PROCESSO ANAERÓBIO

O tratamento biológico de esgotos é um fenômeno que ocorre naturalmente no ambiente aquático. A estação de tratamento tem a finalidade de explorar esses mesmos organismos que decompõem a matéria orgânica, mas de uma forma que aperfeiçoe os processos e minimizem os custos, para que se consiga a maior eficiência possível, respeitando as restrições que se impõem pela proteção do corpo receptor e pelas limitações de recursos disponíveis. (JORDÃO, 2009)

Andrade Neto e Campos (1999) enfatizam que em estações de tratamento de esgotos procura-se reduzir o tempo de detenção hidráulica e aumentar a eficiência das reações bioquímicas, de maneira que se atinja determinado nível de redução de carga orgânica, em tempo e espaço muito inferior em relação ao que se espera que ocorra no ambiente natural.

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual populações bacterianas interagem estreitamente para promover a fermentação estável e auto-regulada da matéria orgânica, da qual resultam, principalmente, os gases metano e dióxido de carbono (BORGES, 2003).

Foresti *et al.* (1999) cita que o tratamento biológico anaeróbio dos esgotos é considerado relativamente recente, pois vem sendo realizado de forma sistemática há pouco mais de cem anos.

Varias instituições de ensino e pesquisa vem estudando os processos biológicos anaeróbios de tratamento de efluentes tais como a Escola de Engenharia de São Carlos (USP), Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Universidade de Campinas, Universidade Federal de Minas Gerais, Universidade Federal da Paraíba e concluem que o processo tem se mostrado uma boa alternativa para o Brasil, observando um interesse crescente na sua utilização, apresentando vários pontos favoráveis a sua implementação como, por exemplo:

- Baixo custo
- Simplicidade operacional
- Baixa produção de lodo comparado ao processo aeróbio
- Condição climática adequada do nosso país (clima tropical)

O Quadro 2 apresenta as vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio.

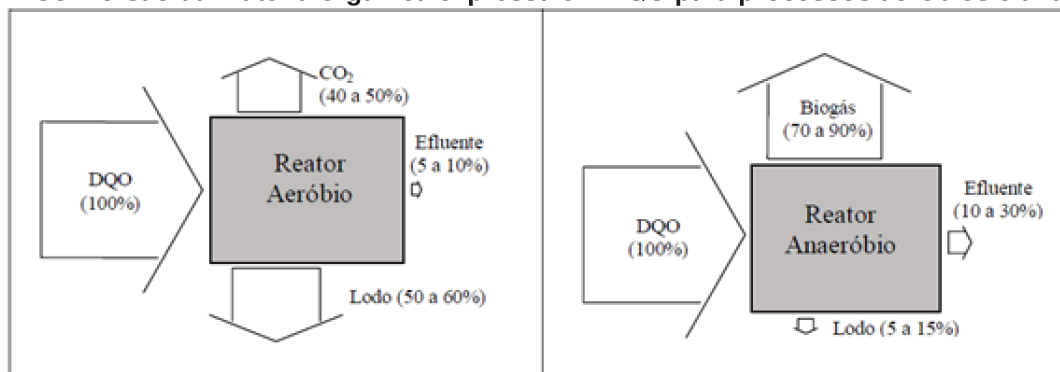
Quadro 2 - Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior a que ocorre nos processos aeróbios	As bactérias anaeróbias são susceptíveis a inibição por um grande número de compostos
Baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada	A partida do processo pode ser lenta, na ausência de lodo de semente adaptado
Baixa demanda de área	Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária
Baixo custo de implantação. Da ordem de R\$ 20 a 40 per capita	A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas
Produção de metano	Possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis
Possibilidade de preservação da biomassa sem alimentação do reator por vários meses	Possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável
Tolerância a elevadas cargas orgânicas	Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória
Aplicabilidade em pequena e grande escala	Necessidade de temperaturas na faixa de 15 a 35 °C

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (2001) e LATIF *et al.* (2011)

A Figura 1 exemplifica melhor a vantagem do uso do tratamento anaeróbio sobre o tratamento aeróbio com relação a produção de lodo.

Figura 1 - Conversão da matéria orgânica expressa em DQO para processos aeróbios e anaeróbios



Fonte: CHERNICHARO (2001)

Observamos que no processo anaeróbio, grande parte do material biodegradável (matéria orgânica) é convertido em biogás, principalmente metano, que possui um elevado poder calorífico e uma pequena parcela é convertida em biomassa microbiana (lodo) enquanto que no processo aeróbio grande parte é convertido em lodo.

Aiyuk et al (2006) mostra que no processo anaeróbio é produzido menos energia para sustentar as necessidades dos organismos comparado com o processo aeróbio e por esse motivo a produção de lodo é menor, pois a disponibilidade energética no meio é menor e conseqüentemente a eficiência de remoção de matéria orgânica é menor se comparado com o processo aeróbio.

Vários autores, como, Van Haandel (1994), Jordão (2009) e Foresti *et al.* (1999) citam que a principal desvantagem do processo anaeróbio é a remoção insatisfatória de nutrientes e organismos patogênicos e a eficiência limitada do processo, compreendendo entre valores de remoção de DQO da ordem de 55 a 65% e de DBO entre 55 e 70%. É comum encontrar sistemas de pós-tratamento de efluentes dos processos anaeróbios para obtenção de remoções de DQO e DBO da ordem de 80 a 90% ou o limite para lançamento do efluente nos corpos d'água padronizados pela legislação.

Como já foi citado, a degradação da matéria orgânica presente no esgoto é feita por microrganismos que se desenvolvem na unidade de tratamento. Esses seres tendem a se aclimatar ou adaptar com as condições ambientais a que são submetidos, mas existem fatores que devem ser atentados para manter a eficiência de remoção do material biodegradável. Van Haandel (1994) cita os seguintes:

- A natureza do material orgânico a ser degradado
- Tamanho da população bacteriana (eficiência de retenção de lodo no sistema)
- Intensidade de contato entre o material orgânico afluyente e os microrganismos
- Tempo de permanência do esgoto no sistema de tratamento
- A existência de fatores ambientais adequados para a digestão anaeróbia, tais como:

- Temperatura: Fator mais importante para o tratamento anaeróbio de esgoto. Depende do clima da bacia de esgotamento ou onde a estação de tratamento está locada.

Temperatura ótima em torno de 30 a 40°C, onde ocorre a taxa máxima de digestão anaeróbia (atividade biológica).

- pH: Parâmetro importante para as archaeas metanogênicas, pois são muito sensíveis ao aumento ou diminuição do pH, comprometendo a produção de metano e deve ser mantido em torno do valor neutro, 7.
- Substâncias Tóxicas: No esgoto doméstico, as principais substâncias tóxicas para o tratamento anaeróbio são sulfeto e oxigênio dissolvido. No entanto, de uma forma geral, tais substâncias não apresentam valores que provocam toxicidade aos microrganismos anaeróbios.

O tratamento de efluentes por processos anaeróbios consiste em quatro etapas que ocorrem simultaneamente (Figura 2), pois os diferentes grupos de organismos que decompõem a matéria orgânica estão distribuídos homogeneamente dentro da unidade de tratamento formando colônias de seres vivos que denominaremos como manta de lodo. As etapas são descritas por Chernicharo (2007), Van Haandel (1994) e Von Sperling (1996) como sendo as seguintes:

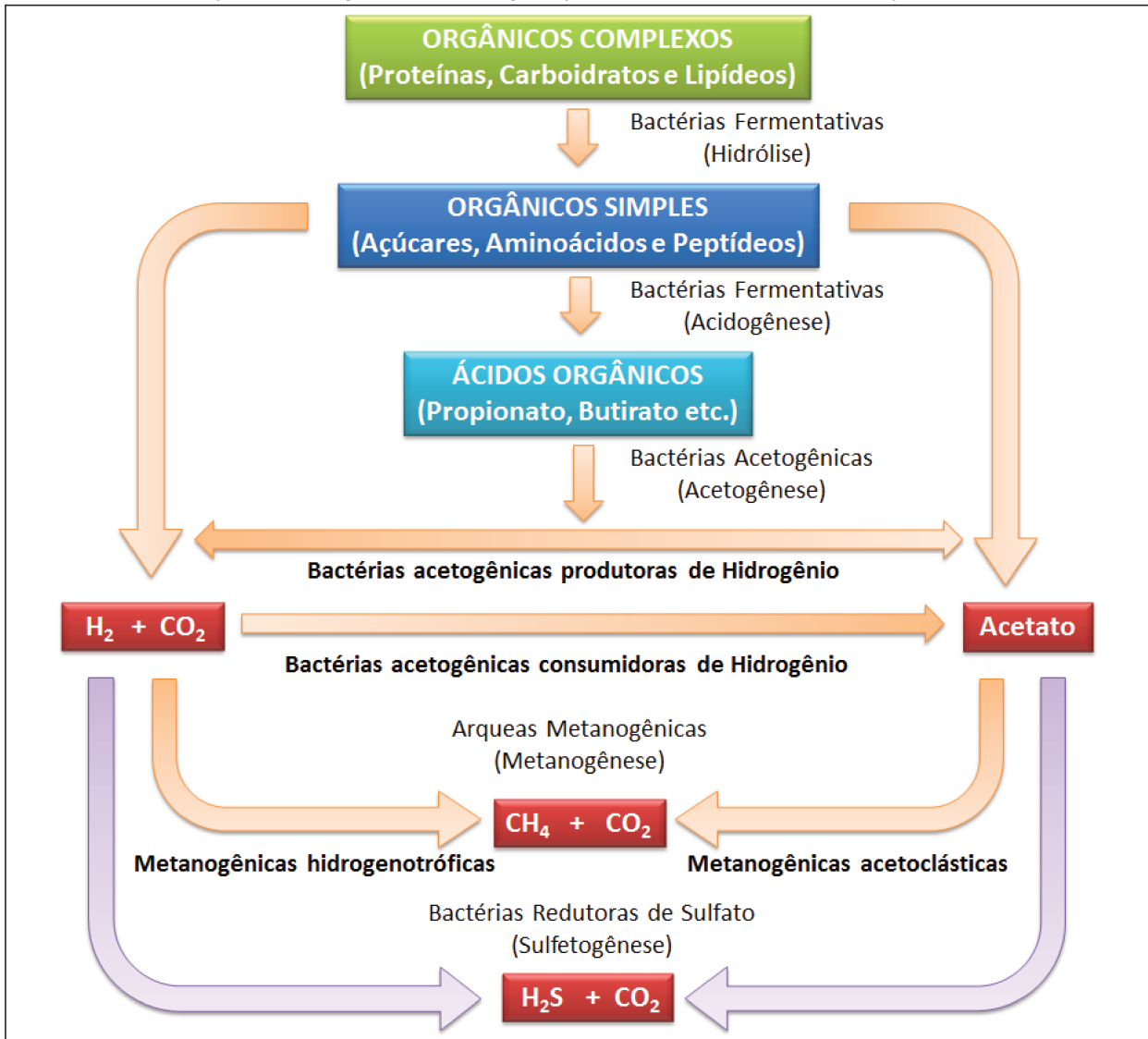
- Hidrólise: os macronutrientes são “quebrados” em substâncias mais simples pela ação de enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas. Ex: Proteínas são degradadas formando aminoácidos, carboidratos são transformados em açúcares solúveis e os lipídios em ácidos graxos e glicerina. Nesta etapa a temperatura é um fator limitante, pois abaixo dos 20°C a taxa de conversão de lipídios em ácidos graxos e glicerina se torna muito baixa.

- Acidogênese: os compostos gerados na hidrólise são digeridos pelas bactérias fermentativas e liberam compostos que serão usados na próxima etapa. Ex: ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático e compostos minerais.
- Acetogênese: os compostos resultantes da acidogênese são digeridos e liberados ao meio, acetato, hidrogênio e CO₂.
- Metanogênese: outros grupos de microrganismos, essencialmente acetotróficos e hidrogenotróficos, convertem o acetato e o hidrogênio produzido na acetogênese em metano.

Por ser a última etapa do processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica, podemos concluir que a produção de metano é visto como um sinal de que o processo está ocorrendo de forma completa.

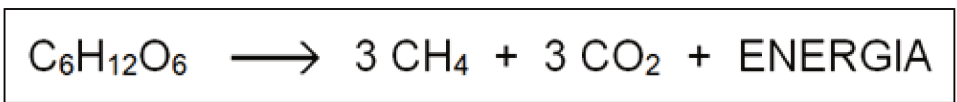
Andreoli *et al.* (2001) e Chernicharo (2007) citam que caso o afluente ao reator possua compostos sulfurados como sulfato e outras substâncias a base de enxofre, tais elementos serão reduzidos a sulfeto por meio das bactérias redutoras de sulfato (sulfetogênese) que utilizam os mesmos substratos das metanogênicas promovendo uma competição, sendo assim, dependendo da quantidade de sulfato afluente ao reator, pode ocorrer a predominância da sulfetogênese sobre a metanogênese.

Figura 2 - Etapas da decomposição anaeróbia da matéria orgânica



Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (2007)

Para exemplificar o processo, Von Sperling (1996) mostra simplificada, que o processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica consiste na transformação da matéria orgânica em metano e gás carbônico liberando energia como mostra a Equação 1.



(Eq. 1)

Por se tratar de um sistema de tratamento biológico, o conhecimento da cinética microbiana e de alguns fatores ambientais é de fundamental importância para manter a boa eficiência do processo.

A cinética bioquímica estuda as velocidades de crescimento dos microrganismos, as velocidades de consumo de substratos e de formação de produtos (FORESTI *et al.*, 1999).

Um dos parâmetros operacionais para o processo de tratamento biológico anaeróbio é o tempo de retenção celular, que é definido como sendo o tempo médio de permanência dos sólidos biológicos no sistema de tratamento, também chamado de idade do lodo e pode ser expresso como sendo a razão entre a massa de sólidos no sistema e a massa de sólidos retirada do sistema por unidade de tempo (CHERNICHARO, 1997).

3.5. REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE

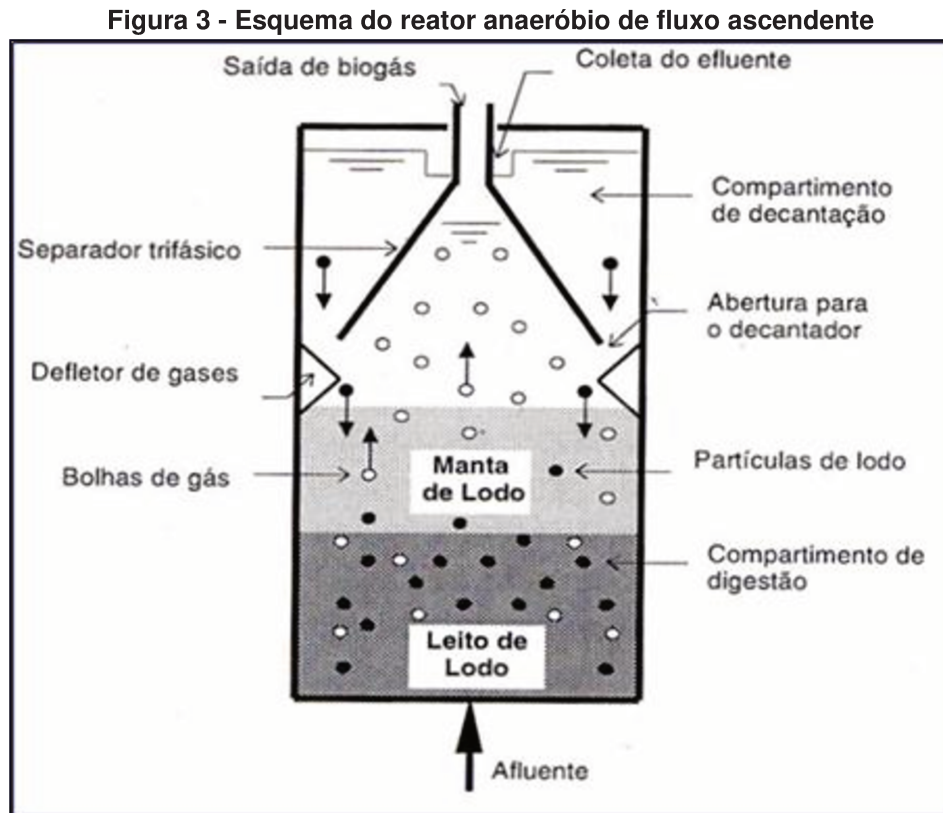
Desenvolvido na década de 70 pelo professor Lettinga e sua equipe na Universidade de Wageningen (Holanda), o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente ou, segundo a literatura inglesa, Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) é um dos sistemas de tratamento anaeróbio que estão disponíveis, sendo o mais usado para tratamento de esgoto doméstico. (VAN HAANDEL, 1994)

Foresti (1999) cita que esse sistema está sendo usado principalmente em países tropicais como Brasil, Colômbia, México e Índia, mas também há estudos em países de clima moderado como a Holanda, devido à forte influência da temperatura na eficiência da degradação biológica da matéria orgânica.

Essencialmente, consiste em um reator (Figura 3) onde o fluxo de esgoto segue o sentido ascendente através de um leito de lodo denso e de elevada atividade biológica que promoverá a digestão da matéria orgânica (CHERNICHARO, 1997).

Em seguida, o efluente passa pelo separador trifásico que tem a função de conter as partículas sólidas e capturar os gases gerados. Essa fase caracteriza a etapa

de sedimentação e coleta de gases. O esgoto deve manter uma velocidade adequada para promover a decantação das partículas sólidas na câmara de digestão. Após a etapa de sedimentação o líquido é coletado possuindo características de efluente clarificado (JORDÃO, 2009).



O reator UASB desempenha simultaneamente várias funções que, em outras estações de tratamento aeróbio convencional, são usualmente efetuadas em tanques separados.

Portanto, o UASB é um reator que desempenha o papel de digestor da parte sólida retida, resultando em um lodo já estabilizado e quando promovido o descarte de lodo de excesso não há necessidade de adensamento e/ou digestão, requerendo somente secagem. No UASB também ocorrem as reações para o processamento da parte solúvel que vem com o esgoto.

Portanto, o UASB é ao mesmo tempo um decantador primário, um reator biológico, um decantador secundário e um digestor de lodo (KATO *et al.*, 1999).

3.6. FATORES DE DIMENSIONAMENTO E OPERAÇÃO DO UASB

É necessário haver uma boa remoção do material inerte do esgoto (principalmente areia), pois o acúmulo desse material no reator diminui o seu volume útil.

O cálculo do volume do reator deve levar em consideração que o esgoto deve ter tempo de detenção hidráulico de 6 a 10 horas, dependendo da temperatura do efluente (METCALF & EDDY, 2003), velocidade ascensional na zona do separador trifásico da ordem de $0,7 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ($0,7 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$) a fim de promover a sedimentação das partículas e altura útil de 4 a 6 m (JORDÃO, 2009).

Chernicharo (1997) complementa que a carga orgânica volumétrica aplicada (COV), definida como sendo a massa de DQO aplicada por unidade de volume do reator por um período de tempo deve limitar-se a $15 \text{ kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$, porém, Van Haandel e Lettinga (1994) citam que a COV para esgoto doméstico normalmente apresentam valores inferiores a $2,0 \text{ kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$, dependendo dos hábitos da população ou do grau de diluição dos efluentes.

Respeitando esses parâmetros, o sistema de tratamento anaeróbio por UASB pode atingir até 70% de eficiência na remoção de DBO e 60% para DQO (JORDÃO, 2009).

Khan *et al.* (2011) reuniu diversas pesquisas realizadas em diferentes países com reatores UASB, alguns avaliados em escala real e outros em escala de laboratório, mostrando eficiências de remoção de DQO entre 50 e 90% e para DBO entre 53 e 85%.

A alimentação de esgoto do reator deve ser realizada de uma forma bem distribuída, por meio de tubos de distribuição, sendo que cada tubo deve alimentar de 1 a 4 m^2 com diâmetro de no mínimo 50 mm e velocidade de escoamento menor do que

0,2 m.s⁻¹. Dessa forma evitaremos zonas mortas ou caminhos preferenciais que provocam a diminuição da eficiência do tratamento do UASB (JORDÃO, 2009).

Chernicharo (1999) define também que a carga hidráulica volumétrica (CHV), que representa o volume de esgoto aplicado por unidade de volume do reator, não deve ser superior a 5 m³.m⁻³.dia⁻¹, influenciando diretamente na eficiência do UASB.

Valores elevados para a CHV tendem a promover a perda de sólidos devido ao aumento da velocidade ascensional, conseqüentemente, aumentando a DQO do efluente tratado e a diminuição do tempo de contato da matéria a ser degradada com a biomassa ativa (LATIF *et al.*, 2011).

A fim de otimizar a operação do reator anaeróbio é importante dimensionar um sistema de remoção ou recirculação da espuma, pois materiais graxos influenciam na eficiência do reator, aderindo nas paredes das tubulações promovendo entupimentos, acumulando na superfície do líquido etc.

Outros fatores importantes são os dimensionamentos dos separadores trifásicos e dos defletores, que em conjunto, impedem que as bolhas do gás gerado na câmara de digestão cheguem à zona de sedimentação. As bolhas poderiam carregar os flocos menores, de pequena massa, para o efluente tratado. (VAN HAANDEL, 1994)

Considerando o tempo de detenção hidráulico, o tempo de retenção celular (idade do lodo) e a carga orgânica afluenta ao sistema, é possível calcular a produção de lodo e a programação dos descartes de lodo a fim de manter a boa eficiência do sistema.

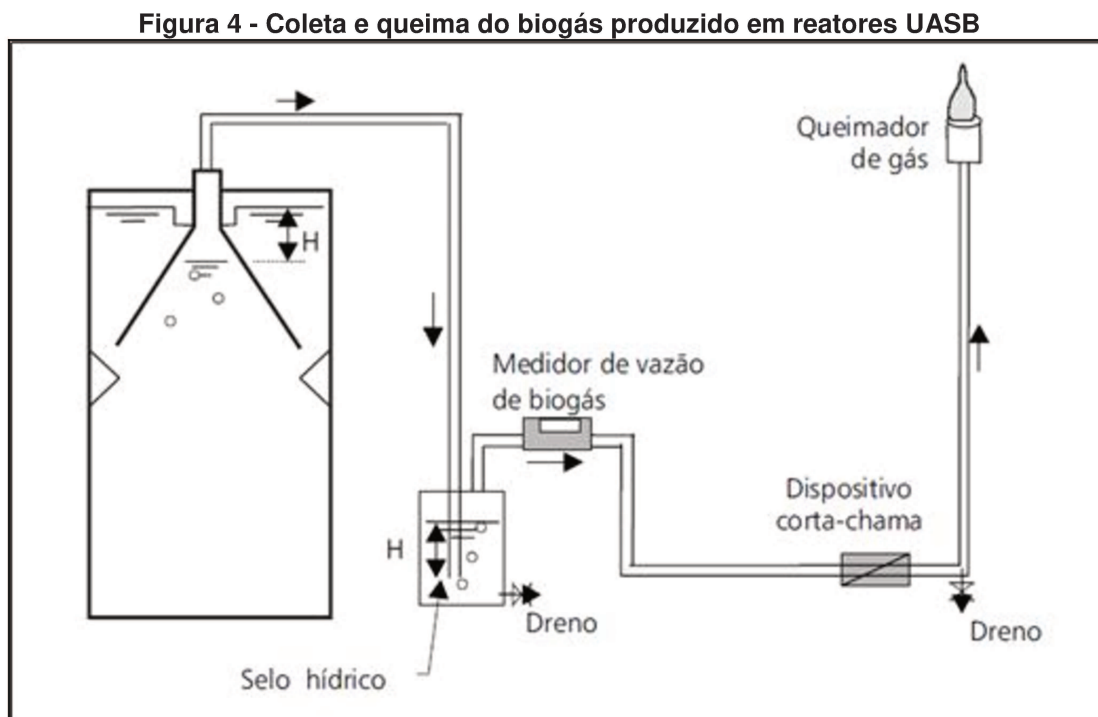
Para esgoto doméstico, a produção de lodo pode ser estimada em valores entre 0,15 e 0,20 kg SST.kg DQO⁻¹ aplicada e sua concentração de sólidos varia entre 3 e 5%, possuindo boas condições de desidratação por já estar estabilizado devido ao alto tempo de retenção celular (JORDÃO, 2009).

Para o sistema de descarte é previsto uma tubulação no mínimo de 100 mm, rente ao fundo do reator, sendo um ponto de descarga para cada 100 m² de área de fundo. Deve considerar também pontos intermediários para amostragem do lodo do reator, sendo adotado as alturas de 0,5, 1,0 e 1,5 m do fundo (JORDÃO, 2009).

Em reatores anaeróbios também deve ser considerado um sistema de coleta e destinação dos gases gerados. Essencialmente o biogás é constituído de até 70% de metano e os outros 30% são dióxido de carbono, gás sulfídrico e outros (JORDÃO, 2009).

Geralmente a destinação do biogás é a queima, portanto Chernicharo *et al.* (1999) descreve que o sistema deve ser composto pelas seguintes unidades (Figura 4):

- Espaço de acumulação do gás na parte superior do reator;
- Tubulação de coleta;
- Compartimento hermético com selo hídrico;
- Medidor de vazão do biogás;
- Válvula corta chama e
- Queimador.



Fonte: CHERNICHARO (1999)

3.7. LODO DE REATOR UASB

3.7.1. Caracterização

O lodo produzido pelo reator UASB é denominado lodo secundário ou lodo biológico, sendo basicamente composto pela biomassa que se desenvolveu no reator e dependendo do pré-tratamento que o esgoto foi submetido também pode haver o acúmulo de sólidos não biodegradáveis ou inertes como, por exemplo, precipitados minerais (ANDREOLI *et al.*, 2001; CHERNICHARO, 2007).

Jordão (2009) complementa citando que no lodo de estações de tratamento de esgoto sanitário também podemos verificar a presença de nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, geralmente em baixas concentrações, presença também de organismos patogênicos como vírus, coliformes fecais, salmonella e ascaris lumbricóides em concentrações que variam dependendo do perfil da saúde da população contribuinte ao sistema de esgotamento.

O mesmo autor ainda cita que no lodo é possível observar a presença de metais pesados em concentrações que variam dependendo das características da bacia de esgotamento, sendo que, em pequenas concentrações estes metais agem como micronutrientes, no entanto, em altas concentrações, tais elementos podem inviabilizar a disposição no solo, pois são tóxicos as plantas, aos animais e ao homem.

3.7.2. Tratamento

Como já foi visto, o lodo descartado de reatores UASB já possuem boas características para promover o seu processamento, pois devido ao alto tempo de detenção celular já encontra-se adensado e estabilizado podendo ser encaminhando as fases seguintes do processo de tratamento que segundo Andreoli *et al.* (2001) são: condicionamento, desaguamento, higienização e disposição final.

Como tecnologias para o desaguamento do lodo temos processos naturais como leitos de secagem e lagoas de lodo que exigem grandes áreas para implantação e estão intimamente ligadas as condições meteorológicas, pois tais técnicas promovem o desaguamento do lodo por infiltração na camada drenante e principalmente por evaporação (necessidade de incidência de luz solar) (JORDÃO, 2009).

Para estações que produzem grandes volumes de lodo, não dispõem de grandes áreas e/ou não possuem condições climáticas favoráveis a implantação de processos naturais de secagem do lodo, temos como alternativa, processos mecanizados como filtro prensa, filtro de esteira, centrifugas, tubos flexíveis geotêxteis etc. (JORDÃO, 2009).

As tecnologias citadas necessitam que o lodo seja condicionado com o uso de coagulantes químicos para favorecer seu desaguamento e atingir altas eficiências.

Após o desaguamento, o lodo passa de 3 a 5% de teor de sólidos para valores entre 20 a 30%, essa redução de umidade promove uma grande redução de volume deixando de ser um fluido liquido para um material espesso semi-sólido.

Como foi citado acima, o lodo possui organismos patogênicos e por esse motivo faz-se necessário a sua higienização para eliminar possíveis riscos de contaminação e propiciar o reuso agrícola desse material.

3.7.3. Disposição final

Para fechar a cadeia de produção do lodo de esgoto é de fundamental importância a gestão da destinação final adotando técnicas que sejam ambientalmente corretas considerando o aspecto econômico, ou seja, alternativas viáveis economicamente e não apresentem riscos de contaminação ambiental.

Jordão (2009) mostra que atualmente a técnica mais adotada pelos municípios é à disposição do lodo em aterros sanitários de lixo urbano, porém o autor recomenda o uso do lodo na agricultura.

O reuso do lodo de esgoto na agricultura se mostra uma alternativa promissora, no entanto a disposição no solo deve ser avaliada criteriosamente a fim de não provocar contaminação do solo, do lençol freático, corpos d'água, provocando um sério problema ao ambiente e ao homem dado que no lodo de esgoto podemos observar organismos patogênicos, metais pesados e outras substâncias perigosas.

A fim de promover um melhor controle do reuso do lodo de esgoto na agricultura o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicou a Resolução 375/2006 estabelecendo critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo de estação de tratamento de esgoto.

3.8. ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA

Com o aumento do uso do processo anaeróbio para degradação de efluentes, tornou-se necessário o desenvolvimento de uma técnica para monitorar a atividade biológica do reator a fim de manter e melhorar o desempenho do processo (CHERNICHARO, 2007).

A avaliação da capacidade de produção de metano (CH_4) da comunidade microbológica do reator é considerado um importante dado de controle e monitoramento, pois a metanogênese é a etapa final e a mais sensível do processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica, definida como a capacidade de conversão de acetato e H_2/CO_2 em metano (FORESTI *et al.*, 1999).

Portanto, para satisfazer a necessidade de uma técnica para monitorar a atividade microbológica do reator foi desenvolvido o ensaio da atividade metanogênica específica (AME). Aquino *et al.* (2007), mostram uma clara definição para a AME, sendo “a capacidade máxima de produção de metano por um consórcio de microrganismos anaeróbios, realizada em condições controladas de laboratório, para viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de substratos orgânicos a biogás”.

Considerando que a quantidade de metano produzido pode ser relacionada com a quantidade de DQO removida (pela equação de combustão do metano temos que

para cada mol de CH₄ são consumidos 2 mols de O₂, equivalentes a dois mols de DQO) temos que o valor da AME pode mostrar a carga orgânica máxima que pode ser aplicada no reator sem comprometer a bioquímica de degradação anaeróbia (CHERNICHARO, 2007 e FORESTI *et al.*, 1999).

Além de servir como uma ferramenta de monitoramento, Chernicharo (2007) lista outros usos para o valor da AME, sendo alguns deles:

- Avaliar o comportamento da biomassa sob o efeito de compostos potencialmente inibidores;
- Determinar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos;
- Estabelecer o grau de biodegradabilidade de diversos substratos;
- Monitorar as mudanças de atividade do lodo após longos períodos de operação dos reatores;
- Determinar a massa mínima de lodo anaeróbio a ser mantida no reator para a remoção de uma determinada carga orgânica aplicada.

Apesar da notável importância do ensaio da atividade metanogênica específica, Aquino *et al.* (2007) citam que não há um procedimento padronizado para a realização do teste, dificultando a comparação dos valores obtidos entre diferentes estudos. Os autores complementam que as diferenças podem ocorrer tanto na forma de incubação do lodo quanto para a quantificação do metano produzido.

Aquino *et al.* (2007) reúnem as diferentes metodologias para o teste da AME e também algumas padronizações mínimas para o teste a fim de auxiliar a comunidade científica e também os operadores de reatores anaeróbios que utilizam tal ensaio como ferramenta de controle e monitoramento da biomassa anaeróbia envolvida no

tratamento de efluentes. A seguir são apresentadas as metodologias usadas para a realização do teste da Atividade Metanogênica Específica segundo o estudo de Aquino *et al.* (2007).

- Inóculo: concentrações de 2 a 5 g SSV.L⁻¹, sendo o Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) o valor que representa a quantidade de biomassa ativa e quanto mais biomassa adicionada menor a duração do teste.
- Solução nutricional: adição de micro e macronutrientes, vitaminas e fonte de alcalinidade. No artigo é proposto uma tabela com as concentrações a serem adotadas para a solução nutricional.
- Incubação do lodo: Etapa importante para a eliminação do metano de origem endógena e deve ser processado com agitação que pode ser mecânica ou manual a uma temperatura que deve ficar entre 30 e 35 °C. Com relação ao tempo de incubação, no artigo é apresentado diferentes valores como, por exemplo, 7 dias ou mesmo de 5 a 6 horas. No entanto, o lodo deve ser incubado até a estabilização da produção de metano.
- Adição do Substrato: A partir da estabilização da produção de metano é adicionado o substrato que pode ser sais de acetato ou ácido acético, ácidos graxos voláteis, glicose ou até mesmo a própria água residuária de onde foi coletada a biomassa (inóculo).
- Após a adição do substrato é dado início a medição da quantidade de biogás produzido em intervalos de tempo, medição essa que pode ser por métodos manométricos ou volumétricos. Com os valores, obtém-se uma curva onde o trecho de maior inclinação é adotado como o valor da AME, ou seja, a taxa

máxima de produção de biogás por uma certa quantidade de biomassa conhecida.

O uso do teste da AME pode ser empregado em diversos estudos satisfazendo vários objetivos como já foi citado. A seguir são apresentados alguns exemplos de autores que utilizaram o teste da AME:

Santos (2001) utilizou o ensaio da Atividade Metanogênica Específica para verificar a toxicidade do cloreto férrico aos microrganismos presentes no lodo de reator anaeróbico de leito expandindo usado para tratar esgotos da rede pública da cidade de São Carlos.

Como metodologia, Santos (2001) utilizou um branco, ou seja, lodo do reator sem dosagem de cloreto férrico para comparar com outros 4 ensaios da AME do lodo do reator anaeróbico mais cloreto férrico em diferentes concentrações sendo 4, 20, 100 e 500 mg de cloreto férrico por litro.

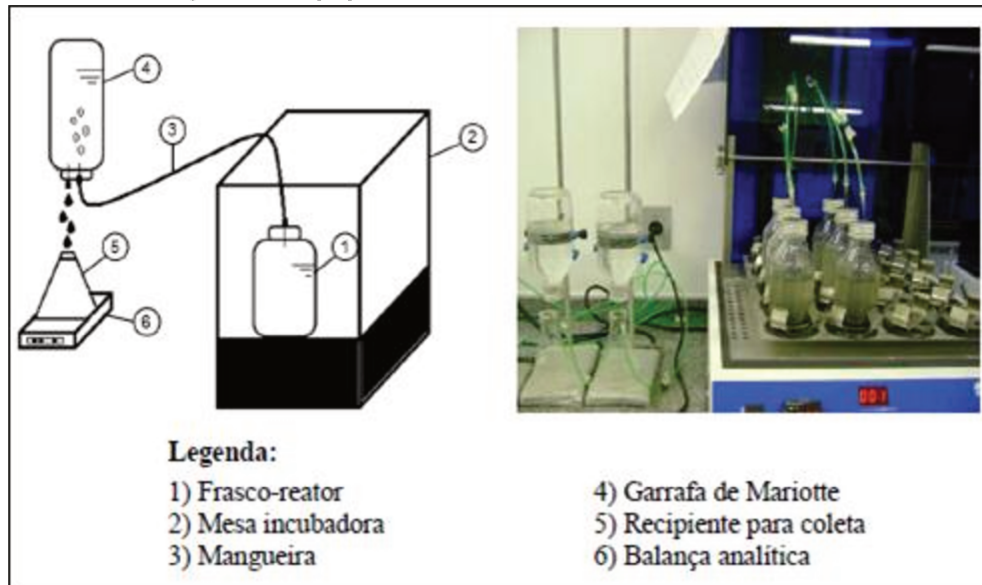
Surpreendendo as expectativas, Santos (2001) concluiu que o cloreto férrico não apresentou toxicidade a biomassa anaeróbia do reator em nenhuma concentração avaliada, pois o valor da atividade metanogênica específica dos lodos que receberam cloreto férrico não sofreram alterações significativas em comparação ao resultado do branco (lodo sem cloreto férrico).

Teixeira *et al.* (2009), no intuito de melhorar o desempenho de reatores UASB, propuseram o uso de uma unidade de pré-tratamento de esgoto por peneiramento forçado. Os autores basearam o estudo na hipótese de que a diminuição do tamanho médio de partículas da matéria orgânica afluenta poderia resultar em um aumento da taxa de hidrólise do material particulado, aumentando as taxas das conversões metabólicas subseqüentes melhorando a eficiência de remoção de matéria orgânica. Foram utilizados dois reatores UASB idênticos, alimentados por esgoto doméstico, sendo que em um deles o esgoto foi submetido ao pré-tratamento por peneiramento forçado e o outro serviu como controle. Para comparar os dois cenários foi utilizado o teste de atividade metanogênica específica a fim de verificar se a diminuição do

tamanho médio das partículas provocou um aumento das taxas metabólicas de conversão da matéria orgânica em gás metano melhorando o desempenho do reator UASB. O teste de atividade metanogênica foi realizado em frascos de vidro de 110 mL vedados para não ocorrer vazamentos de gás, mantido sob agitação orbital e continua em uma estufa a 30 °C. A relação alimento / microrganismos (A/M) foi igual a 4, adicionado uma solução de micro e macronutrientes e fonte de alcalinidade. O volume de biogás foi medido por uma seringa graduada e quantificado o metano por cromatografia gasosa. A partir dos resultados obtidos, os autores concluíram que a AME do lodo do reator que foi alimentado com o esgoto pré-tratado por peneiramento forçado foi quatro vezes maior que a do reator controle e a remoção de DQO total foi de 65% versus 54% para o reator controle.

Viana (2011) avaliou a biodegradabilidade e a toxicidade do glicerol residual, oriundo da produção de biodiesel, no processo de degradação anaeróbia e o potencial de produção de metano pelo reator UASB. O autor verificou por meio da atividade metanogênica específica que o glicerol não apresentou toxicidade ao lodo anaeróbio e foi possível também calcular a produção de metano pelo reator UASB. Para o desenvolvimento dos testes da AME o autor utilizou frascos de 318 mL preenchidos com lodo anaeróbio, substrato (glicose), fonte de alcalinidade, solução nutricional e água destilada. O teste foi conduzido sob agitação constante e temperatura de 35 °C. Para a medição do volume de metano produzido foram interligados os frascos de reação a outro frasco onde o biogás produzido deslocava um volume de líquido que era medido em cada intervalo de tempo. O esquema ilustrativo do procedimento é mostrado na Figura 5.

Figura 5 - Equipamentos utilizados no teste da AME



Fonte: Adaptado de VIANA (2011).

Ghasemian *et al.* (2012) avaliaram o uso do processo anaeróbio para o tratamento de um efluente sintético contendo Éter Metil Terciário Butílico ou do inglês Methyl Tert-Butyl Ether (MTBE), etanol e ácido acético em diferentes concentrações, representando efluentes petroquímicos. Como parte da metodologia, os autores realizaram testes da atividade metanogênica específica do lodo anaeróbio sendo que em cada teste foram utilizadas diferentes concentrações de substrato a fim de verificar a concentração máxima de MTBE que a biomassa seria capaz de assimilar, ou seja, determinar em que ou acima de que concentração o composto seria tóxico ou inibidor do processo anaeróbio.

Com relação a AME, Ghasemian *et al.* (2012), concluíram que com o uso de somente o MTBE como substrato, tal composto apresentou início de inibição do processo anaeróbio em concentrações de 1 mg.L^{-1} e usando o MTBE juntamente com etanol e ácido acético como substratos a capacidade de assimilação da biomassa foi maior, apresentando uma inibição inicial para os valores de concentração de MTBE acima de 50 mg.L^{-1} e inibição total da produção de metano com concentrações acima de 2000 mg.L^{-1} .

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA 1 E 2

As Estações de Tratamento de Água 1 e 2 estão localizadas no Município de Campinas, ambas na mesma parcela de terreno, ou seja, uma ao lado da outra como mostra a Figura 6 e são operadas pela Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S.A., mais conhecida por SANASA-Campinas. É possível observar também pela mesma figura que as ETA estão localizadas em uma área bastante urbanizada.

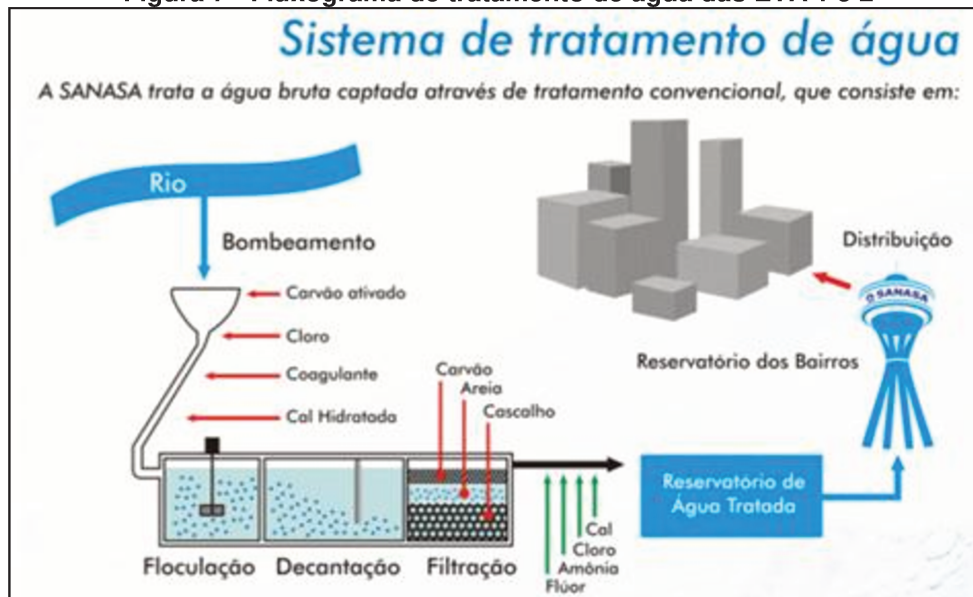
Figura 6 - Localização das ETA 1 e 2 SANASA



Fonte: Google Earth (2013)

Para tornar a água bruta captada do rio Atibaia potável, as ETA 1 e 2 da SANASA fazem uso do tratamento convencional de ciclo completo seguindo o fluxograma apresentado na Figura 7:

Figura 7 - Fluxograma de tratamento de água das ETA 1 e 2



Fonte: SANASA (2013)

Durante a realização deste estudo foi adicionado o agente coagulante Cloreto de Polialumínio (PAC) na água bruta. Posteriormente a adição, a água é direcionada à unidade de floculação para então ser encaminhada ao decantador, onde grande parte dos sólidos é removida por sedimentação.

Os sólidos finos que não são retidos nos decantadores são removidos na etapa de filtração em meio granular.

Por fim é realizada a desinfecção, fluoretação e correção final de pH da água tratada, para então ser armazenada nos diversos reservatórios e distribuída à população.

Todo o material retido nos decantadores e filtros é denominado lodo de ETA sendo composto basicamente por material inerte como sílica e argila, mas que podem apresentar elevadas concentrações de diversos metais dependendo do agente coagulante utilizado.

4.2. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PIÇARRÃO

A Estação de Tratamento de Esgoto Piçarrão está localizada no Município de Campinas e também é operada pela SANASA-Campinas.

Dado que as Estações de Tratamento de Água 1 e 2 da SANASA estão inseridas na bacia de esgotamento da ETE Piçarrão, caso o lodo das ETA seja lançado na rede de esgoto, este será encaminhado à ETE Piçarrão sendo, portanto o motivo de avaliarmos a capacidade de assimilação do lodo da ETA pela biomassa anaeróbia dos reatores UASB da ETE Piçarrão.

De uma maneira geral a ETE Piçarrão promove a depuração dos esgotos por uma combinação de processos anaeróbio e aeróbio, ou seja, inicialmente o efluente sofre um tratamento biológico anaeróbio por reatores UASB e em seguida por Lodos Ativados (processo biológico aeróbio), combinação esta que tem demonstrado uma elevada eficiência de remoção de DBO, DQO e Sólidos Suspensos Totais.

Foi definido estudar a capacidade de assimilação do lodo da ETA pela biomassa dos reatores UASB porque essas unidades serão as primeiras a receberem tal descarga e onde se pressupõe que o lodo de ETA ficará armazenado até a ocorrência dos descartes de lodo de excesso dos reatores anaeróbios.

De uma maneira mais específica a ETE Piçarrão possui o fluxograma como segue abaixo e ilustrado pela Figura 8.

- O esgoto afluente a ETE é bombeado ao tratamento preliminar composto por gradeamento, medição de vazão e desarenadores;
- Para o tratamento secundário, inicialmente tem-se reatores UASB seguidos por lodos ativados;
- Por fim, para promover a clarificação do efluente tratado a ETE faz uso de decantadores;

- O efluente tratado é então lançado no rio com sistema de pós-aeração;
- Todo o lodo gerado na estação é processado na unidade de desidratação por meio de centrifugas e enviado a aterro sanitário.

Figura 8 - Estação de Tratamento de Esgoto Piçarrão



Fonte: Google Earth (2013)

4.3. ENSAIO DE ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA

Para o desenvolvimento do ensaio de Atividade Metanogênica Específica (AME) foi adaptado a metodologia de Aquino *et al.* (2007) e todo o procedimento experimental foi realizado no Laboratório de Saneamento (LABSAN) do Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP.

A fonte de inóculo (lodo anaeróbio) foi um dos reatores UASB da ETE Piçarrão. As coletas foram realizadas com o reator em carga, ou seja, em operação. O período de análise compreendeu de Agosto de 2013 a Janeiro de 2014, sendo 2 coletas por mês.

A coleta foi feita por um ponto de amostragem situado a 1,4 m de altura do fundo do reator pressupondo que essa altura representaria a biomassa ativa presente, ou seja, uma média da atividade biológica do reator UASB.

Após a coleta, a quantificação da concentração de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) do lodo foi feita no LABSAN da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP ou no Laboratório de Águas Residuárias da SANASA segundo os métodos 2540-D e 2540-E apresentado no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA/WEF/AWWA, 2012).

Para o ensaio da AME foram utilizados fracos de Duran de 250 mL sendo o volume útil de 200 mL. O valor de concentração de inóculo utilizado foi de 6 g SSV.L^{-1} , representando a concentração média de SSV do reator UASB.

Para a definição deste valor de inóculo foi medido a concentração de SSV em quatro pontos distribuídos ao longo da altura do reator UASB a fim de caracterizar o perfil de sólidos suspensos voláteis e poder calcular a concentração média de SSV na unidade de tratamento anaeróbio. Tal avaliação foi realizada por dois meses a fim de obter um valor médio que representasse a condição mais próxima da realidade. No entanto, ressaltamos que houve uma variação entre 4,6 e $7,1 \text{ g SSV.L}^{-1}$.

Como o intuito do presente estudo é verificar se o lodo das ETA provocaria algum impacto negativo na biomassa anaeróbia da ETE Piçarrão, foi coletado, uma vez por mês durante o período de Agosto de 2013 a Janeiro de 2014, o lodo dos decantadores da ETA 2 da SANASA.

Por possuírem o mesmo processo de tratamento, por serem abastecidas pela mesma água bruta, por utilizarem os mesmos produtos para promover o tratamento da água, conclui-se que os lodos produzidos nas ETA 1 e 2 sejam semelhantes. Desta forma, como foi citado, foi coletado somente o lodo dos decantadores da ETA 2, pois a

mesma possui um sistema de descarte automatizado, que viabilizou a coleta nos dias programados.

A coleta do lodo da ETA 2 foi feita de forma composta ao longo de 3 a 4 horas, totalizando um volume de aproximadamente 20 litros.

Após a coleta, o lodo foi adensado, analisado a concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) segundo o método 2540-D apresentado no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA/WEF/AWWA, 2012) para então verificar a influência de diferentes concentrações do lodo da ETA na atividade metanogênica do lodo anaeróbio da ETE Piçarrão.

Considerando a dificuldade de calcular a provável concentração de lodo de ETA que poderia ficar retida dentro do reator UASB após o início do lançamento na rede de esgoto, foi adotado uma faixa de valores de concentrações a fim de verificar o comportamento da biomassa anaeróbia sem que provoque prejuízos ao processo anaeróbio de degradação da matéria orgânica. Sendo assim, as concentrações de lodo da ETA testadas foram de 1; 2; 4; 6; 10; 12,5; 15; 20 e 30 g SST.L⁻¹, concentração essa que representa a quantidade de lodo de ETA presente no volume de reator onde se situa a manta de lodo.

Antes do início do ensaio, para eliminar a produção endógena de metano, o lodo anaeróbio foi incubado por 3 dias nas mesmas condições de temperatura e agitação que foram utilizadas no teste, ou seja, temperatura de 30°C e agitação intermitente de 180 RPM. Foram realizados testes preliminares para verificar qual o período necessário de incubação para eliminar a produção endógena de metano antes de iniciar o teste da AME.

Como substrato, foi adicionado ácido acético em volume suficiente para manter uma relação de alimento / microrganismos da ordem de 0,5 g DQO.g SSV⁻¹. Da mesma forma, foram realizados testes preliminares verificando que essa relação proporcionou o maior valor de AME.

Para a correção do pH a valores próximos de 7 e adequados ao desenvolvimento do ensaio, segundo Chernicharo (2007), foi utilizado uma solução de carbonato de

potássio na concentração de 800 g.L^{-1} , a qual possibilitou também um aumento no valor de alcalinidade do meio.

Após a adição do lodo de ETE e da ETA nas concentrações estabelecidas, os frascos foram submetidos a uma purga com gás Argônio por dois minutos na fase líquida a fim de eliminar o oxigênio presente. Logo em seguida foi adicionado o substrato e promovida a correção do pH.

Por fim, os frascos foram lacrados com septos de silicone e inseridos na incubadora a temperatura de $30 \pm 0,1^\circ\text{C}$ com agitação de 180 RPM por 30 segundos a cada 10 minutos.

Os frascos reatores depois de lacrados e inseridos na incubadora foram conectados por meio de mangueiras de silicone de diâmetro externo de 5 mm a um outro frasco preenchido com uma solução de hidróxido de sódio 15% para promover a lavagem do biogás produzido visando a captura do dióxido de carbono e por deslocamento de líquido promover o monitoramento do volume de metano produzido ao longo do tempo. A Figura 9 ilustra os equipamentos utilizados para o teste da AME.

A partir desta metodologia foi possível construir a curva de produção de metano ao longo do tempo.

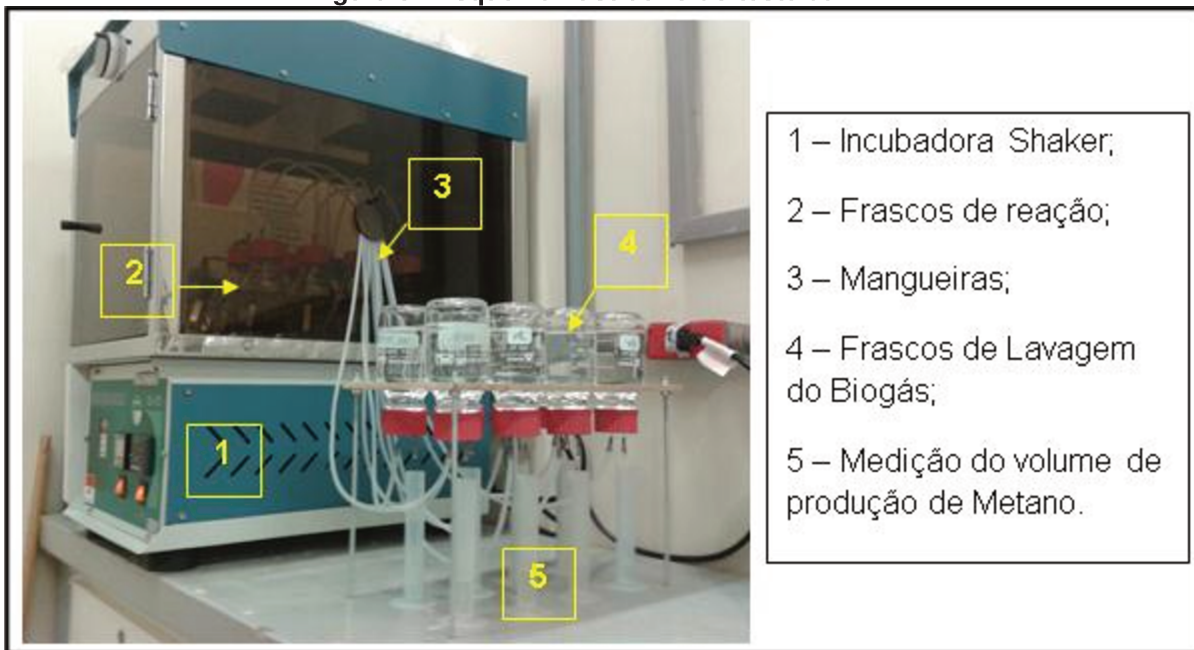
De forma preliminar, foram feitos diversos teste da AME somente com o lodo anaeróbico a fim de verificar o comportamento, adquirir conhecimento e experiência e poder prevenir possíveis erros. Os testes iniciais foram desenvolvidos por 12 horas a fim de avaliar o comportamento da biomassa do reator UASB e foi possível concluir que o valor da AME se dava na primeira hora do teste.

Foram realizados três ensaios para cada concentração de lodo de ETA sendo que cada ensaio foi desenvolvido em duplicata e no frasco controle não houve a adição de lodo de ETA.

Como havia a limitação de oito frascos por bateria e cada ensaio foi desenvolvido em duplicata, foram testadas três dosagens e um controle a cada bateria. Desta forma, ao final do estudo foram realizados 9 ensaios para o frasco controle (sem lodo de ETA) e 3 ensaios para cada concentração testada de lodo de ETA.

A confecção dos gráficos e o tratamento estatístico foram realizados por meio dos programas computacionais Excel, Origin 6.1 e Minitab 17.

Figura 9 - Esquema ilustrativo do teste da AME



Autor: Guilherme Gimenes.

4.4. CÁLCULO DA ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA

A partir da curva de produção acumulada de metano podemos calcular a AME de cada intervalo de tempo e verificar o valor máximo.

A Atividade Metanogênica Especifica foi calculada segundo a metodologia de Chernicharo (2007):

- A cada intervalo de tempo de medição do volume de biogás produzido no teste, temos uma vazão de biogás que foi convertida em mL de metano por dia (Q_{CH_4}).

- Em seguida, foi calculado o $f(T)$ que é o fator de correção para a temperatura operacional do teste e também o fator de conversão de vazão de metano em DQO removida, segundo a Equação a seguir:

$$f(T) = \frac{P \times K_{DQO}}{R \times (273 + T)} \quad (\text{Eq. 2})$$

Sendo:

$f(T)$ = fator de correção (mg DQO.mL⁻¹)

P = pressão atmosférica (1 atm);

K_{DQO} = DQO correspondente a um mol de metano (64 g DQO.mol⁻¹);

R = constante dos gases (0,08206 atm.L.mol⁻¹.K⁻¹);

T = temperatura operacional do teste (°C)

- Multiplicando a Q_{CH_4} pelo $f(T)$ temos o resultado da quantidade de DQO removida proveniente da produção de metano, dado em mg DQO.d⁻¹.
- Dividindo esse valor por 1000 temos o resultado em g DQO.d⁻¹ que dividido pela quantidade de biomassa adicionada no frasco reator (valor de g SSV presente no frasco), resulta no valor da Atividade Metanogênica (g DQO.g SSV⁻¹.d⁻¹) para cada intervalo de medição. Exemplificado na Equação 3.

$$AM = \frac{QCH_4 \times f(T)}{1000 \times SSV} \quad (\text{Eq. 3})$$

Sendo:

AM = Atividade Metanogênica (g DQO.g SSV⁻¹.d⁻¹)

QCH₄ = Vazão de Metano (mL.d⁻¹)

f(T) = fator de correção (mg DQO.mL⁻¹)

SSV = Quantidade de Sólidos Suspensos Voláteis no frasco (gSSV)

Após a obtenção dos valores de produção de metano em cada intervalo de tempo, foi utilizado o programa computacional Origin 6.1 para a correção dos pontos pela confecção da curva de boltzmann, na sequência, calculado a atividade metanogênica de cada intervalo e por fim, definido o valor máximo, considerando-o como a Atividade Metanogênica Específica em termos de g DQO.g SSV⁻¹.d⁻¹.

O valor médio da AME adotada nesta pesquisa para cada concentração testada, bem como o seu respectivo desvio padrão foram calculados pelos três valores observados, com exceção do ensaio realizado sem lodo de ETA, que foram calculados pelos nove valores obtidos.

4.5. ANÁLISE DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL E ALUMÍNIO NO LODO

Para verificar a mudança na característica química do lodo anaeróbio, dado a adição de material basicamente inerte (lodo da ETA), foi realizada a análise de carbono orgânico total (COT) no aparelho Total Organic Carbon Analyser, modelo TOC-5000 A, da marca Shimadzu, acoplado ao Solid Sample Module, modelo SSM-5000 A, também da marca Shimadzu, visando avaliar o aumento de material inerte em comparação com o branco.

Também foi analisada a concentração de alumínio no frasco controle (sem a adição de lodo de ETA) e comparado com os valores dos frascos em que foram adicionados lodo da ETA.

A medição da concentração de alumínio se justifica devido as ETA 1 e 2 utilizarem policloreto de alumínio (PAC) como agente coagulante. Essa avaliação foi importante para verificar qual o aumento da concentração de alumínio no lodo anaeróbio que poderia ocorrer após a mistura dos dois tipos de lodo.

A metodologia utilizada para a análise de alumínio foi o método 3050-B EPA (1996) para a digestão da amostra e o uso de espectrofotômetro de absorção atômica para quantificação, segundo método 3111-D apresentado no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA/WEF/AWWA, 2012).

Tanto a análise de COT quanto a análise de alumínio foram realizadas no LABSAN, FEC, UNICAMP.

5. RESULTADOS

5.1. PRODUÇÃO ACUMULADA DE METANO AO LONGO DO TEMPO

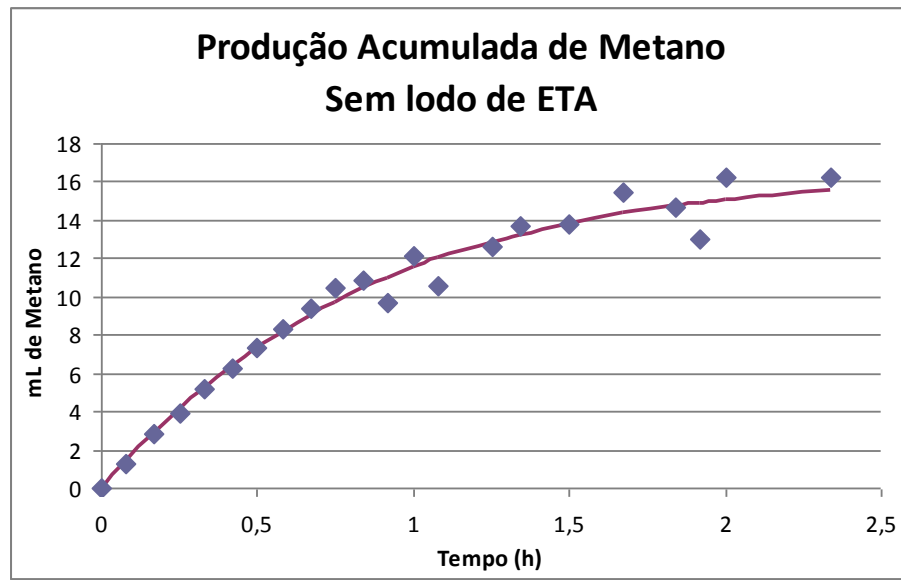
Os gráficos a seguir (Figuras 10 a 19) foram desenvolvidos para o cálculo da atividade metanogênica específica, mas constituem uma fonte importante de informações (CHERNICHARO, 2007) a respeito do comportamento da biomassa nas diferentes concentrações de lodo de ETA.

Foi possível observar que, de uma forma geral, quanto maior a concentração do lodo de ETA nos frascos de reação, menor a produção acumulada de metano.

Esse comportamento indica que o lodo de ETA provocava impacto negativo na biomassa proveniente do reator UASB, sendo que uma atenção especial deve ser dada as concentrações de 12,5; 15 e 20 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA, as quais apresentaram não só as menores produções de metano, mas também uma rápida estabilização nos valores de produção de metano.

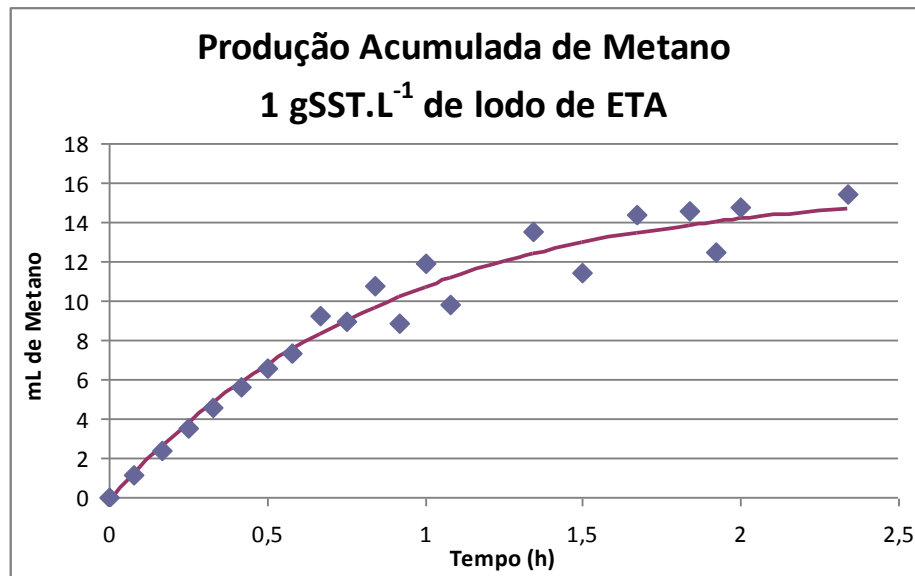
Vale a pena mencionar que em um dos três testes realizados com as concentrações de 4, 6 e 10 g SST.L⁻¹, o lodo da ETA apresentava influência de período chuvoso e nas concentrações de 12,5; 15 e 20 g SST.L⁻¹ houve influência de período chuvoso nos três testes realizados. Nesses casos foi possível observar uma mudança nas características do lodo da ETA, tanto visual (coloração) quanto físico-química (mais concentrado em termos de SST).

Figura 10 - Produção de metano ao longo do tempo (Sem lodo de ETA)



Autor: Guilherme Gimenes

Figura 11 - Produção de metano ao longo do tempo (1 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA)



Autor: Guilherme Gimenes

Figura 12 - Produção de metano ao longo do tempo (2 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA)

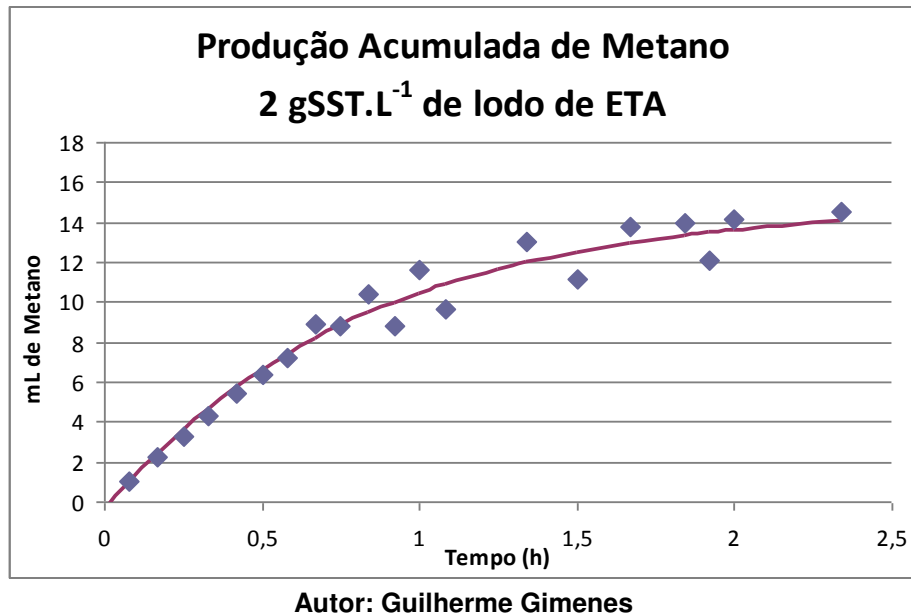


Figura 13 - Produção de metano ao longo do tempo (4 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA)

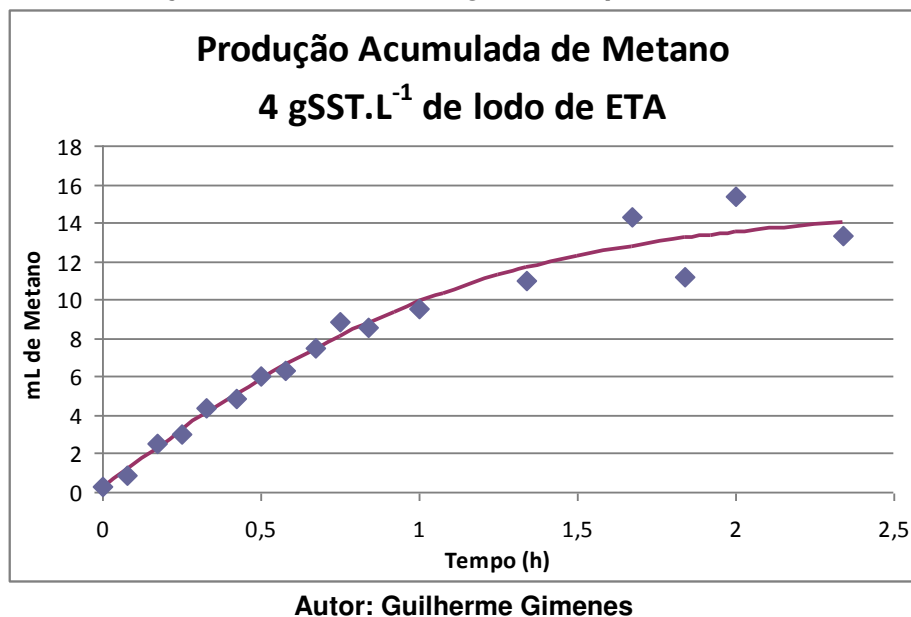


Figura 14 - Produção de metano ao longo do tempo (6 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA)

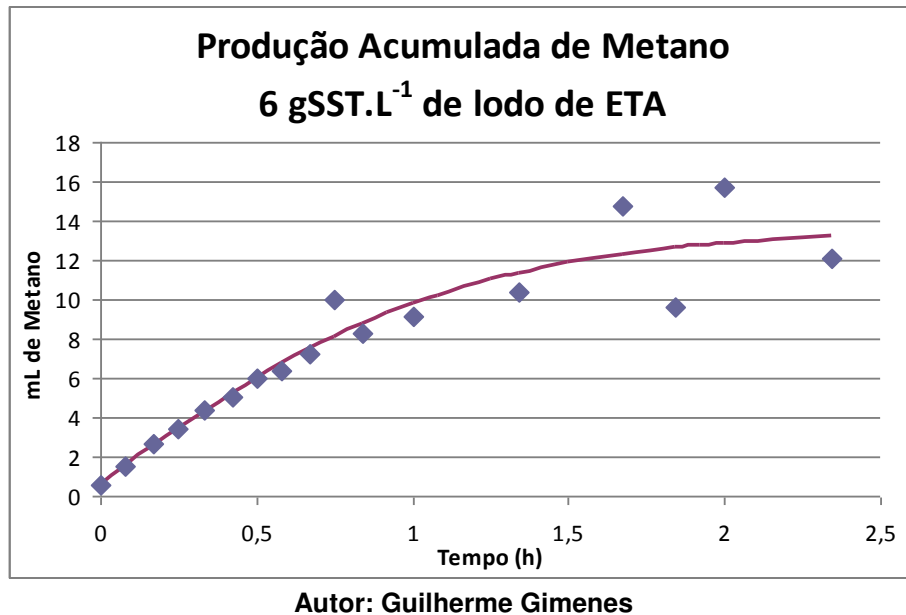


Figura 15 - Produção de metano ao longo do tempo (10 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA)

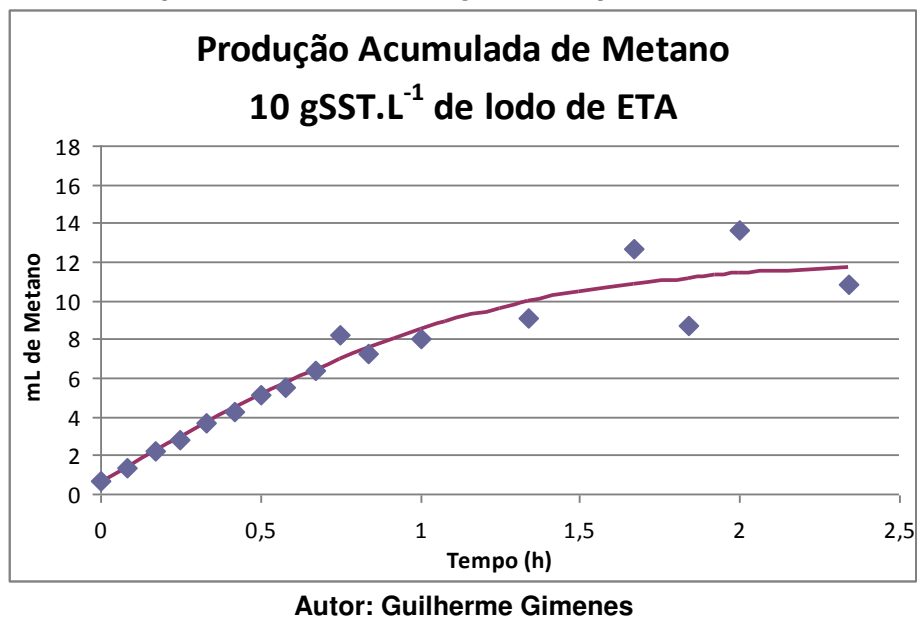


Figura 16 - Produção de metano ao longo do tempo (12,5 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA)

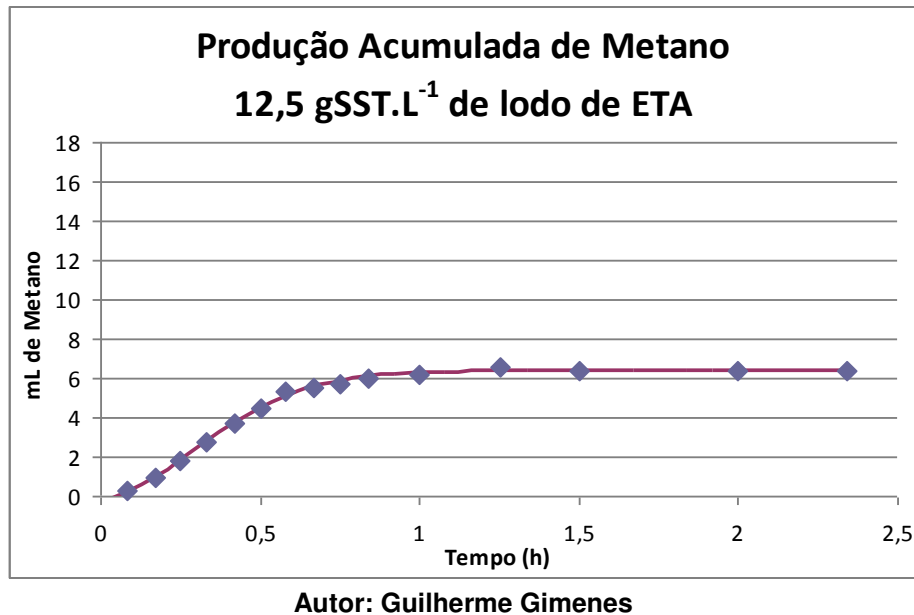


Figura 17 - Produção de metano ao longo do tempo (15 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA)

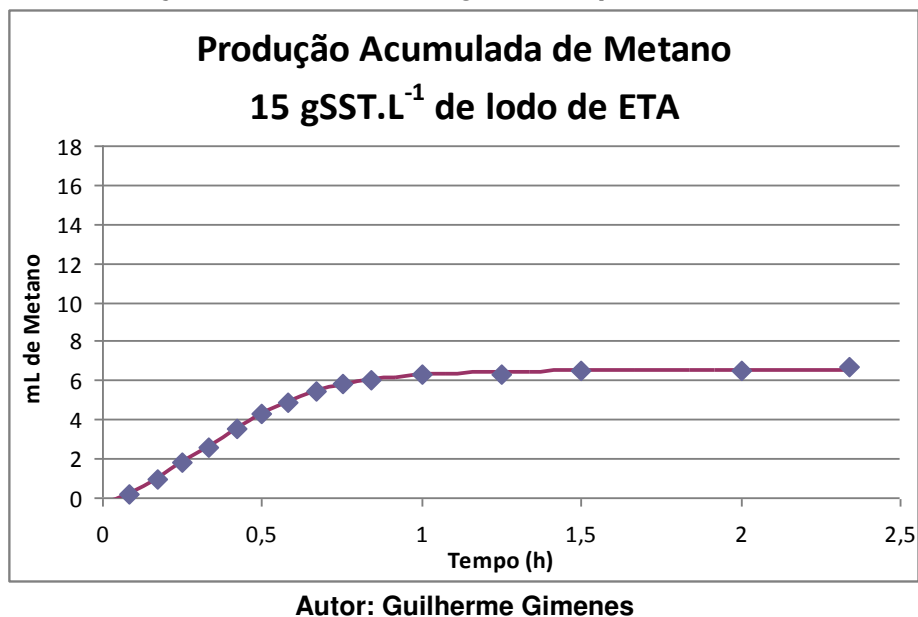


Figura 18 - Produção de metano ao longo do tempo (20 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA)

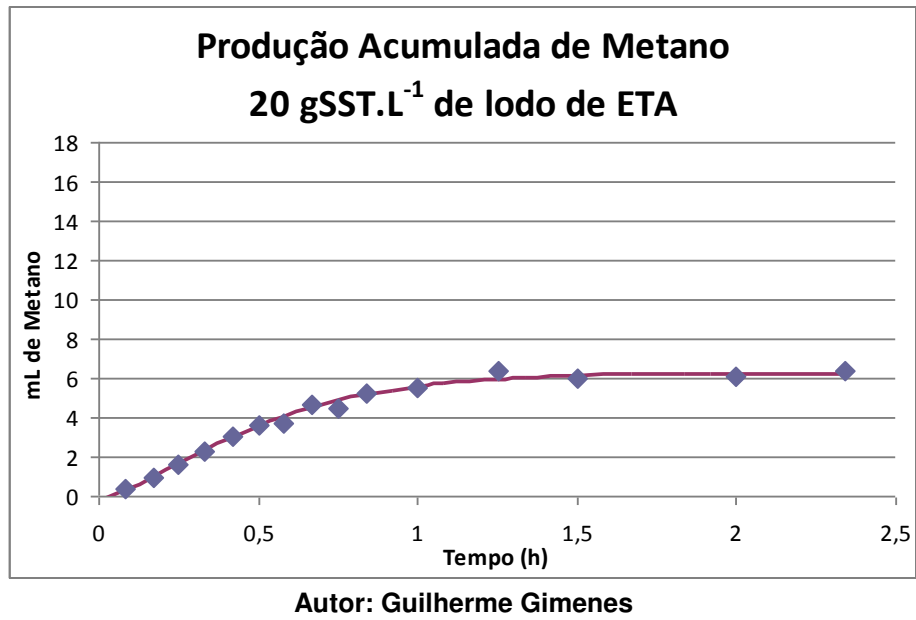
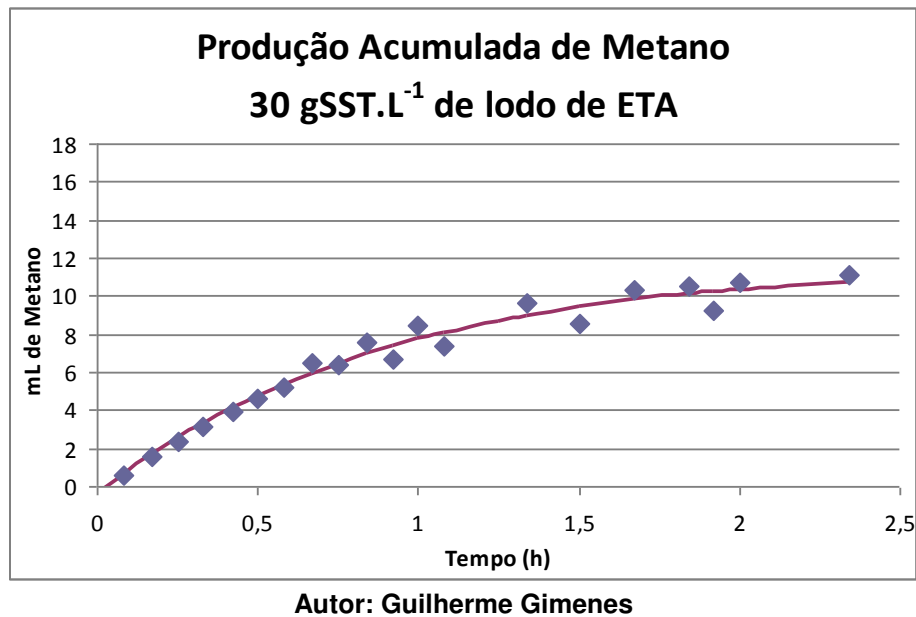


Figura 19 - Produção de metano ao longo do tempo (30 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA)



Asada *et al.* (2010), utilizando testes em escala piloto, concluíram que a disposição de lodo de ETA, onde se utilizou sulfato de alumínio como coagulante, em estações de tratamento de esgoto com reatores UASB foi viável, pois até a dosagem de 75 mg SST.L⁻¹, não foi observado comprometimento do processo biológico. Vale ressaltar que a dosagem do lodo da ETA ocorreu diretamente no afluente ao reator UASB, ou seja, foi uma avaliação contínua do processo de dosagem de lodo da ETA no reator e não um ensaio em batelada, como o realizado nesta pesquisa.

Complementando o exposto acima, para avaliar a influência da adição de lodo de ETA em sistemas de digestão anaeróbia, Sena (2011) concluiu que a dosagem de lodo de ETA de 60 mg SST.L⁻¹ não provocou prejuízo ao processo anaeróbio.

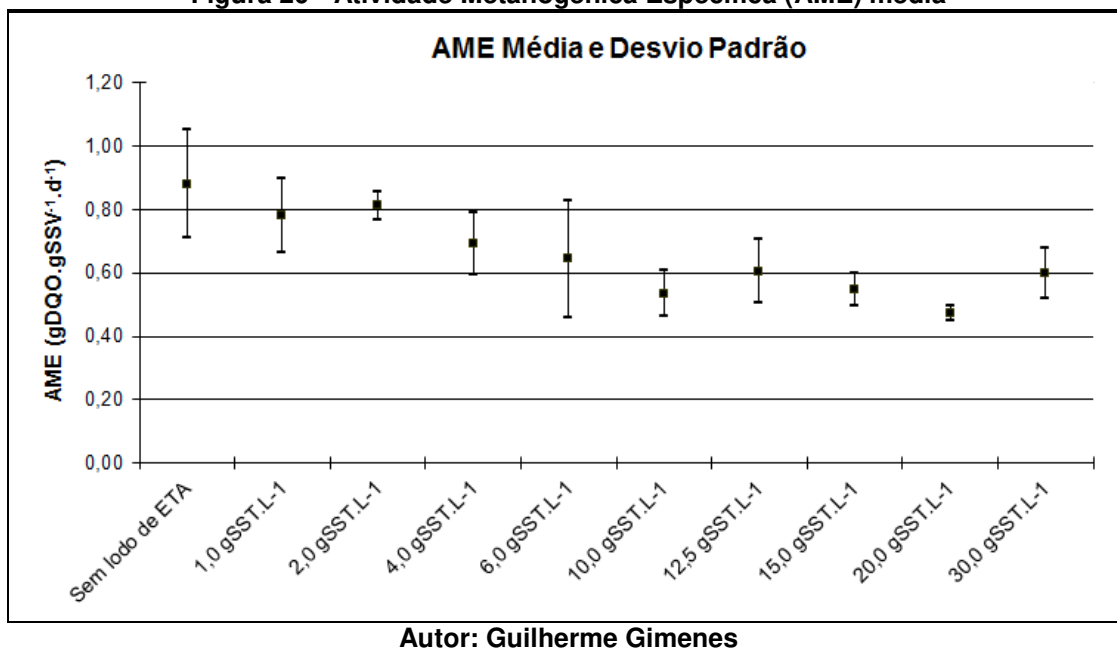
5.2. ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA

O ensaio da Atividade Metanogênica Específica visa avaliar a influência do lodo da ETA na atividade biológica do lodo anaeróbio do reator UASB da ETE Piçarrão. Diversos autores utilizaram este ensaio para definir o nível de toxicidade ou grau de degradabilidade de um composto. Viana (2011) verificou pelo ensaio da AME que o glicerol residual da produção de biodiesel não apresentou toxicidade ao lodo anaeróbio.

Na Figura 20 são apresentadas as Atividades Metanogênicas Específicas, representadas pela média e desvio padrão, dos frascos reatores com as diferentes concentrações de lodo de ETA.

Por meio do teste T de Student foi verificado que, com relação ao frasco controle (sem a dosagem de lodo de ETA) os resultados das AME nos frascos com concentrações de 1, 2, 4 e 6 g SST.L⁻¹ não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$). Já as concentrações de 10, 12,5, 15, 20 e 30 g SST.L⁻¹ apresentaram diferenças significativas com o resultado do frasco controle ($p < 0,05$), ou seja, estatisticamente o lodo da ETA provocou algum impacto para a biomassa do reator UASB somente nas concentrações superiores a 6 g SST.L⁻¹.

Figura 20 - Atividade Metanogênica Específica (AME) média



O valor da AME no frasco com lodo de ETA na concentração de 20 g SST.L⁻¹ apresentou o menor resultado, que será discutido na sequência juntamente com os resultados de concentração de alumínio no lodo.

Avaliando os valores médios pode-se observar que, com relação ao frasco controle, o pior resultado (20 g SST.L⁻¹) apresentou uma redução de 46% no valor da Atividade Metanogênica Específica, já o valor de 6 g SST.L⁻¹ apresentou uma redução de aproximadamente 27%.

5.3. CONCENTRAÇÃO DE ALUMÍNIO NO LODO

Após as análises de alumínio no lodo, podemos verificar que, de uma forma geral, como era esperado, conforme ocorreu o aumento da concentração de lodo de ETA no lodo anaeróbio aumentou a concentração do alumínio (Figura 21).

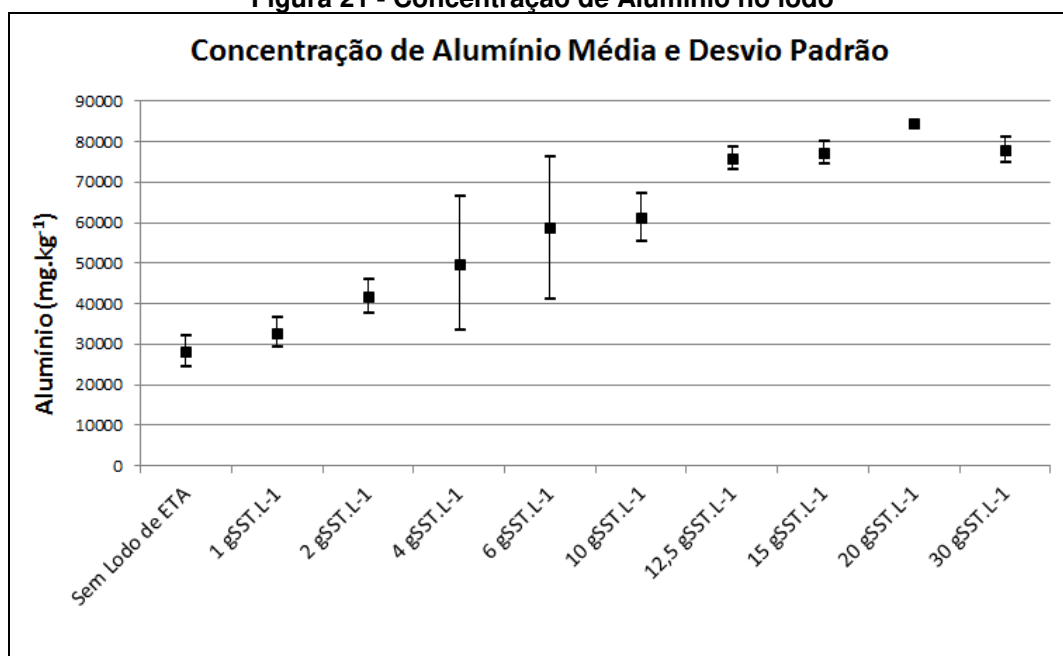
Sena (2011) também verificou que após a dosagem de lodo de ETA, o lodo da ETE apresentou aumento de concentração de metais.

Pelo teste T de Student foi verificado que, com relação ao frasco controle (sem a dosagem de lodo de ETA) os resultados de alumínio dos frascos com concentrações de 1, 4 e 6 g SST.L⁻¹ não apresentaram diferenças significativas (p>0,05). Já as concentrações de 2, 10, 12,5, 15, 20 e 30 g SST.L⁻¹ apresentaram diferenças significativas com o resultado do frasco controle (p<0,05).

Apesar das concentrações de alumínio nos frascos com 4 e 6 g SST.L⁻¹ terem apresentados elevados desvios padrões, é possível verificar uma tendência (pelo valor médio), que conforme aumenta o lodo de ETA aumenta também a concentração de alumínio.

Os elevados desvios padrões nos resultados de concentração de alumínio no lodo dos frascos com concentrações de 4 e 6 g SST.L⁻¹ podem ser devidos a uma coleta do lodo da ETA que foi realizada no período chuvoso, que provocou entre os resultados, um valor elevado em comparação com os demais, resultando em um elevado desvio padrão. Essa variação verificada foi importante ser obtida pois representou uma das condições operacionais reais que podem ocorrer em uma ETA.

Figura 21 - Concentração de Alumínio no lodo



Autor: Guilherme Gimenes

Pelo teste estatístico ANOVA com Comparações Emparelhadas Games-Howell e Confiança de 95%, temos os seguintes resultados (Quadro 3):

Quadro 3 - Resultado ANOVA com Comparações Emparelhadas Games-Howell

Conc. Lodo ETA	Conc. Alumínio Média (mg.kg-1)	Agrupamento
Sem Lodo de ETA	28243	A
1 gSST.L-1	32874	A
2 gSST.L-1	41784	A B
4 gSST.L-1	49888	A B C
6 gSST.L-1	58682	A B C
10 gSST.L-1	61238	B C
12,5 gSST.L-1	75768	C
15 gSST.L-1	77248	C
30 gSST.L-1	78030	C
20 gSST.L-1	84387	C

Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes

Autor: Guilherme Gimenes

Os resultados apresentados no Quadro 3 demonstram que as médias de concentrações de alumínio seguem uma tendência de crescimento conforme aumenta a dosagem de lodo de ETA, sendo que os valores dos frascos sem lodo de ETA, 1, 2, 4 e 6 g SST.L⁻¹ são semelhantes, os frascos com concentrações de 2, 4, 6 e 10 g SST.L⁻¹ são semelhantes e os frascos com 4, 6, 10, 12,5, 15, 20 e 30 g SST.L⁻¹ são semelhantes. Lembrando que os valores de 4 e 6 g SST.L⁻¹ devem ser avaliados com cuidado, considerando que os respectivos desvios padrões foram elevados e por esse motivo compartilham os três agrupamentos (ABC).

Como as ETA 1 e 2 da SANASA utilizaram PAC como coagulante no período dos testes, era esperado o valor crescente de alumínio conforme aumenta a dosagem de lodo da ETA.

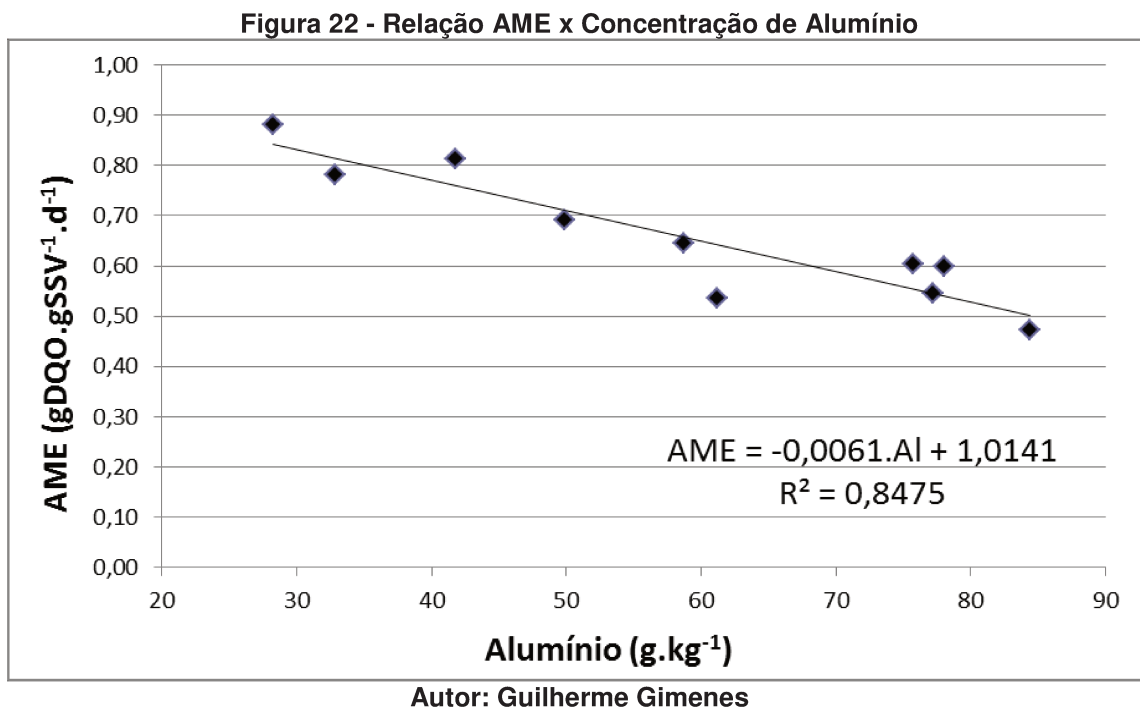
No frasco com a concentração de 20 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA foi observado um resultado de concentração de alumínio superior ao encontrado no frasco com

concentração de 30 g SST.L⁻¹. Já os frascos com 12,5 e 15 g SST.L⁻¹ apresentaram concentrações de alumínio próximas ao frasco com 30 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA.

Tal fato se justifica devido as amostras do lodo da ETA utilizadas para os testes com as dosagens de 12,5, 15 e 20 g SST.L⁻¹ terem sido coletadas em períodos de chuva, que possivelmente provocaram a necessidade da ETA dosar mais coagulante para tornar potável a água bruta e, conseqüentemente, o aumento da concentração do alumínio no lodo descartado.

De forma a complementar o que já foi citado acima, a redução do valor da AME pode estar relacionada ao aumento da concentração de alumínio, ou seja, possivelmente, o alumínio provocou um impacto negativo na atividade biológica do lodo do Reator UASB, pois o menor valor da AME ocorreu no frasco onde havia a maior concentração de alumínio.

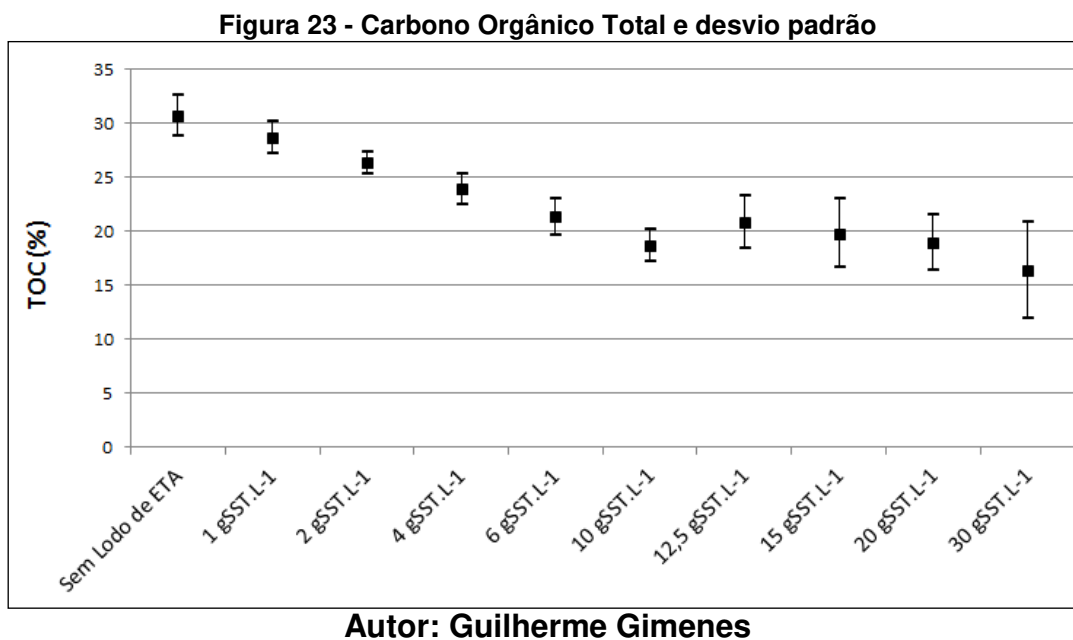
Pela Figura 22 é possível observar a influência da concentração de alumínio na Atividade Metanogênica Específica, pois houve uma tendência de redução no valor da AME conforme aumenta a concentração de alumínio.



5.4. CARBONO ORGÂNICO TOTAL

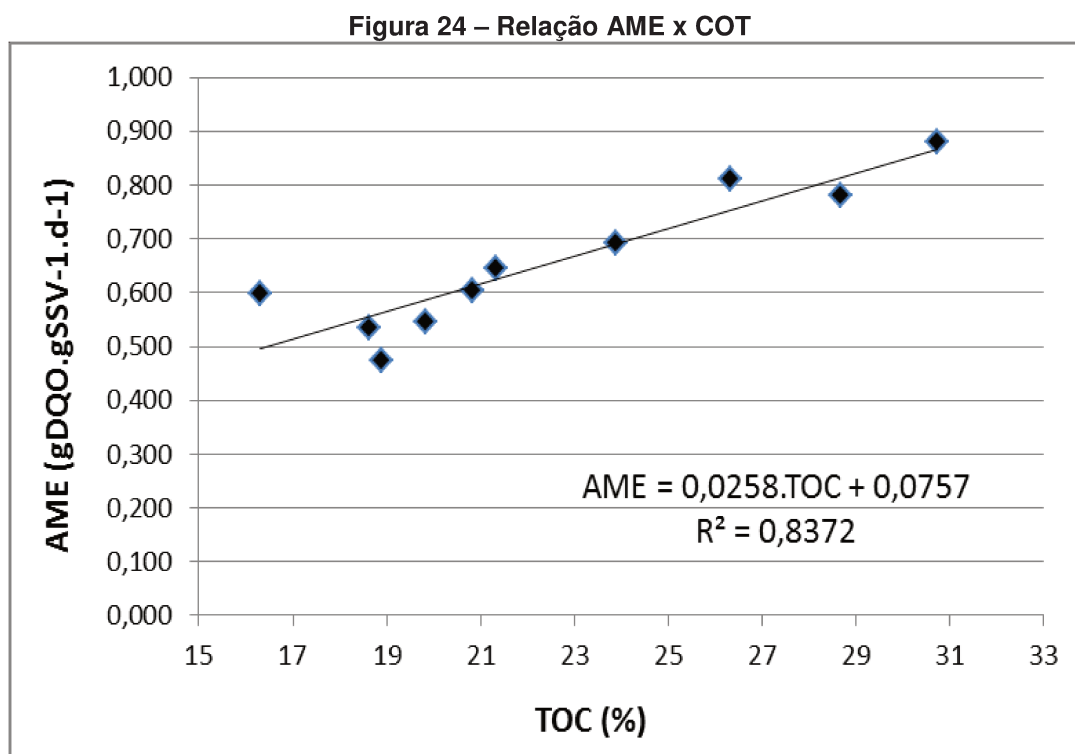
Os resultados de Carbono Orgânico Total (Figura 23) demonstram que conforme aumentou a concentração de lodo de ETA, diminuiu a porcentagem de Carbono Orgânico Total nas amostras, sendo que a partir da concentração de lodo de ETA de 10 g SST.L⁻¹ houve uma tendência de estabilização do valor de COT.

Segundo Lopes (2013), é possível correlacionar os valores de COT e a relação SSV/SST do lodo. Desta forma, os resultados obtidos demonstram que conforme aumentou a concentração de lodo de ETA, houve redução da matéria orgânica, ou seja, a relação SSV/SST reduziu. Sendo assim, o lodo de ETA contribui para o aumento de sólidos suspensos fixos (fração de material inerte).



Correlacionando os valores médios de AME e COT (Figura 24) também é possível observar uma tendência no aumento do valor da Atividade Metanogênica Específica conforme aumenta a porcentagem de COT na amostra.

Assim, relacionando os resultados de COT e concentração de Alumínio no lodo, temos que quanto maior a concentração de lodo de ETA, maior a concentração de alumínio, menor a porcentagem de COT, resultando em um menor valor de Atividade Metanogênica Específica.



Autor: Guilherme Gimenes

5.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para respeitar a concentração máxima de lodo de ETA dentro do Reator UASB, concentração esta que não comprometa significativamente a atividade biológica do reator, a rotina de descarte de lodo deverá ser recalculada.

Como verificado, a concentração máxima de lodo de ETA dentro do Reator UASB deverá ser de 6 g SST.L⁻¹. Até este valor, estatisticamente, não foi observada diferenças significativas na Atividade Metanogênica Específica em relação ao frasco

controle (sem lodo de ETA). No entanto, considerando o valor médio, pode haver redução da AME da ordem de 27%.

Como o lodo das Estações de Tratamento de Água 1 e 2 da SANASA são constituídos basicamente de material inerte (em média, 80% de Sólidos Suspensos Fixos), o lodo do Reator UASB pode ser monitorado a fim de acompanhar a evolução do aumento de Sólidos Suspensos Fixos para definir em que momento o reator estará próximo ao limite de 6 g SST.L⁻¹ de lodo de ETA. Vale lembrar que a ETE também conta com uma série histórica de dados de caracterização de sólidos do reator UASB, que pode auxiliar na definição do comportamento antes e após o início do recebimento de lodo de ETA.

Diante do exposto, caso seja descartado o lodo das ETA 1 e 2 na rede de esgoto, direcionadas para a ETE Piçarrão, podemos citar como impactos: o aumento da massa de lodo que deverá ser gerenciada na ETE, dado o aumento de SST no esgoto bruto, e a mudança na característica físico-química do lodo da ETE. Resultados semelhantes foram obtidos por Asada *et al.*, 2010; Ferreira Filho & Waelkens, 2009; Januário & Ferreira Filho, 2007; Pereira, 2011; Rosario, 2007; Sundefeld Junior, 2007.

O provável aumento na concentração de alumínio no lodo da ETE após o lançamento do lodo das ETA não provocará problemas com a sua disposição do ponto de vista da legislação, pois (com relação ao alumínio) tanto para envio a aterro sanitário quanto para disposição no solo (uso na agricultura) o alumínio não é parâmetro limitante.

A quantidade de alumínio não caracteriza um resíduo sólido como perigoso, somente é utilizado para classificar o resíduo em “inerte” ou “não-inerte” dentro da Classe II (não perigoso) (ABNT, 2004).

Segundo a Resolução Conama 375/2006 o alumínio não é parâmetro a ser monitorado no lodo de estações de tratamento de esgoto (BRASIL, Resolução 375, de 30 de agosto de 2006, 2006).

6. CONCLUSÕES

Podemos concluir que, do ponto de vista da atividade biológica, a disposição do lodo das Estações de Tratamento de Água 1 e 2 da SANASA na rede de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto Piçarrão é viável. No entanto, pela avaliação em escala de bancada, verificamos que deve ser respeitado o limite de concentração de lodo de ETA dentro do reator UASB de 6 g SST.L⁻¹. Até esta concentração, estatisticamente não foram observadas diferenças significativas do valor da Atividade Metanogênica Específica do lodo anaeróbio comparado com o frasco controle (sem lodo de ETA).

Pelos valores médios, podemos observar que o lodo de ETA na concentração de 6 g SST.L⁻¹ provocou uma redução de 27% no valor da AME, o que representa uma menor atividade biológica, sendo necessário verificar se haveria a possibilidade de aumentar o tempo de detenção hidráulica de forma a manter a mesma eficiência de remoção de DQO ou se essa redução na eficiência seria admissível.

Com relação a concentração de alumínio no lodo, após a dosagem do lodo da ETA, foi possível concluir que houve uma influência negativa para a AME, pela observação da tendência de redução do valor da AME conforme aumentava a concentração de alumínio.

Como a concentração de alumínio nos frascos que continham lodo de ETA nas concentrações de 12,5; 15 e 20 g SST.L⁻¹ foram próximas e também semelhantes ao frasco com 30 g SST.L⁻¹, ficou evidenciado que a influência das chuvas no lodo da ETA provocou o aumento da concentração de alumínio no lodo e também provocou impacto negativo a biomassa anaeróbia, pois inibiu a produção de metano em aproximadamente uma hora de teste.

O frasco com lodo de ETA na concentração de 20 g SST.L⁻¹ apresentou a maior concentração de alumínio no lodo anaeróbio e resultou no menor valor de AME.

Pelos valores de porcentagem de Carbono Orgânico Total nas amostras é possível concluir que, de uma forma geral, quanto maior a concentração de lodo de ETA menor a porcentagem de COT e com isso, menor o valor da AME.

Por fim, caso seja lançado o lodo das ETA 1 e 2 na rede de esgoto, haverá um aumento considerável na massa de lodo que deverá ser gerenciada na ETE e com isso a rotina de descarte de lodo de excesso deverá ser revisada, considerando tanto o incremento de sólidos quanto a concentração limite do lodo de ETA dentro do Reator UASB a fim de não provocar alterações significativas na eficiência de remoção de matéria orgânica pela biomassa presente. Também é provável que ocorram alterações nas características do lodo da ETE, principalmente quanto a concentração de metais e à relação sólidos voláteis / sólidos totais.

7. RECOMENDAÇÕES

Como ficou evidenciado que o lodo da ETA provocou impacto negativo ao lodo do reator UASB e considerando que o presente trabalho foi desenvolvido em escala de bancada, é recomendado que esta avaliação seja feita em escala piloto para poder concluir com uma base de informações mais próximas do real a cerca do impacto do lodo de ETA à biomassa anaeróbia e da capacidade limite do reator UASB de recebimento de lodo das ETA 1 e 2.

Em conjunto com o teste piloto, é importante também avaliar a influência de diferentes coagulantes que podem ser utilizados nas ETA 1 e 2, pois caso seja utilizado um coagulante diferente do PAC, isso poderia provocar uma mudança significativa na característica do lodo das ETA e, conseqüentemente, na capacidade de assimilação pelo lodo do reator UASB da ETE Piçarrão.

Também é recomendado que seja avaliado a viabilidade de recebimento do lodo das ETA pelo ponto de vista prático, ou seja, o fundo dos Reatores UASB são planos, como se dará o acúmulo do lodo das ETA dentro dos UASB? O sistema de descarte de lodo atual será eficiente para evitar bancos de lodo de ETA dentro do reator? Possivelmente, será necessário intensificar, ou tornar mais frequente, a limpeza dos reatores.

Como o lodo das ETA é constituído principalmente por material inerte, o seu acúmulo dentro dos reatores UASB poderá provocar caminhos preferencias, poderá ocupar o espaço da biomassa, reduzindo o volume útil (volume de reação).

Por fim, é recomendado também que seja investigado qual o motivo da pequena produção de metano pela biomassa do reator UASB da ETE Piçarrão e verificar que mudanças são necessárias no procedimento do teste da Atividade Metanogênica Específica.

8. BIBLIOGRAFIA

ABNT NBR 10004. *Resíduos Sólidos – Classificação*. Rio de Janeiro, 2004.

AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, D. K.; VAN HAANDEL, A.; VERSTRAETE, W. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates – A review. *Bioresource Technology*, v. 97, p. 2225–2241. 2006.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNADES, F. *Lodo de Esgotos: Tratamento e Disposição Final*. Coleção Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6. Belo Horizonte: Depto. De Eng. Sanitária e Ambiental (DESA), UFMG, 2001.

APHA/WEF/AWWA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22th Edition. Washington: American Water Works Association, American Public Health Association, Water Environmental Federation, 2012.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para a determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. *Eng. Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, 2007.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. Introdução. In: CAMPOS, J. R. (coordenador). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro, ABES, Projeto Prosab. 1999.

ASADA, L. N.; SUNDEFELD, G. C.; ALVAREZ, C. R.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. Water Treatment Plant Sludge Discharge to Wastewater Treatment Works: Effects on the Operation of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor and Activated Sludge Systems. *Water Environment Research*, v. 82, p. 392-400. 2010.

BORGES, A. C. Influência da estratégia de alimentação no desempenho do reator anaeróbio em batelada sequencial contendo biomassa imobilizada. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, 2003.

BRASIL. Lei nº 9605, de 12 de Fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 1998.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 375, de 30 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 2006.

BRASIL. Portaria do Ministério da Saúde nº 2914 de 12 de Dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União. Brasília, 2011.

CORDEIRO, J. S. Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs. In: REALI, Marco Antonio Penalva (Coord.). *Noções gerais do tratamento e disposição final do lodo de estação de tratamento de água*. 1ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CHAO, I. R. S.; MORITA, D. M.; FERRAZ, T. H. Reciclagem de lodo de estações de tratamento de água para remoção de fósforo de efluente de sistema de lodos ativados. *Revista SANEAS*, São Paulo, nº 32, Ano XI, p. 45-50, jan./fev./mar. 2009.

CHERNICHARO C. A. L. (coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Projeto Prosab, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios*. Coleção Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5. Belo Horizonte: Depto. De Eng. Sanitária e Ambiental (DESA), UFMG, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A.; AISSE, M. M.; CAVALCANTI, P. F. F. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. In: CAMPOS, J. R. (coordenador). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro, ABES, Projeto Prosab. 1999.

DI BERNARDO, L.; CARVALHO, E. H.; SCALIZE, P. S. Disposição de resíduos líquidos de ETAs em ETEs. In: REALI, Marco Antonio Penalva (Coord.). *Noções gerais do tratamento e disposição final do lodo de estação de tratamento de água*. 1ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1999. (a)

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. Editora RIMA. 2ª Edição. 2005.

DI BERNARDO, L.; SCALIZE, P. S.; SOUZA FILHO, A. G. Água de lavagem de filtros rápidos. In: REALI, Marco Antonio Penalva (Coord.). *Noções gerais do tratamento e disposição final do lodo de estação de tratamento de água*. 1ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1999. (b)

EPA – Método 3050-B, 1996. Disponível em: <<http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf>>. Acesso em: 10 de março de 2014.

FERREIRA FILHO, S. S.; WAELKENS, B. E. Minimização da produção de lodo no tratamento de águas de abastecimento mediante uso do cloreto de polialumínio e sua disposição em estações de tratamento de esgotos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 3, p. 317-326, jul/set 2009.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (coordenador). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro, ABES, Projeto Prosab. 1999.

GALARNEAU, E.; GEHR, R. Phosphorus removal from wastewater: experimental and theoretical support for alternative mechanisms. *Water Research*, v. 31, p. 328-338, 1997.

GHASEMIAN, M.; AMIN, M. M.; MORGENROTH, E.; JAAFARZADEH, N. Anaerobic biodegradation of methyl tert-butyl ether and tert-butyl alcohol in petrochemical wastewater. *Environmental Technology*, v. 33, n. 16, p. 1937–1943, 2012.

GUAN, X. H.; CHEN, G. H.; SHANG, C. Reuse of water treatment works sludge to enhance particulate pollutant removal from sewage. *Water Research*, v. 39, p. 3433-3440, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Pesquisa nacional de saneamento básico 2008*. Rio de Janeiro 2010.

JANUÁRIO, G. F.; FERREIRA FILHO, S. S. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos das estações de tratamento de água da região metropolitana de São Paulo. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 2, p. 117-126, abr./jun. 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 5ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

KATO, M. T.; ANDRADE NETO, C. O.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. Configurações de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J. R. (coordenador). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro, ABES, Projeto Prosab. 1999.

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, p. 1232–1251, 2011.

LATIF, M. A.; GHUFRAN, R.; WAHID, Z. A.; AHMAD, A. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. *Water Research*, v. 45, p. 4683-4699, 2011.

LOPES, G. P. R. Avaliação de um sistema combinado filtro anaeróbio/biofiltro aerado submerso com ênfase na recirculação do efluente e na caracterização do lodo. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, 2013.

MANZOCHI, L. B.; NOBRE, P. C. A.; SENA, H. C.; TSUTIYA, M. T. Simulação em escala piloto da ETE Barueri recebendo lodos das ETAs da região metropolitana de

São Paulo. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 24º, 2007, Belo Horizonte. 30 f.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse*. 4th edition. New York: Mc Graw – Hill Book. 2003.

PAGANINI, W. Alternativas para a disposição final de lodos de estações de tratamento de água e estações de tratamento de esgotos. *Revista SANEAS*, São Paulo, nº 32, Ano XI, p. 13-19, jan./fev./mar. 2009.

PEREIRA, V. E. Disposição de lodo adensado de ETA em ETE com tratamento primário quimicamente assistido. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, 2011.

RICHTER, C. A. *Água: Métodos e tecnologia de tratamento*. Editora Blucher. São Paulo. 2009.

ROSÁRIO, C. G. A. Avaliação da disposição de lodo gerado numa estação de tratamento de água em reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo (UASB). Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, 2007.

SANASA - SOCIEDADE DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E SANEAMENTO S/A. Disponível em: <www.sanasa.com.br>. Acesso em: 4 de Maio de 2013.

SANTOS, H. R. Aplicação de coagulantes no efluente de reator anaeróbio de leito expandido alimentado com esgoto sanitário. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, 2001.

SÃO PAULO. Decreto Estadual 47397, de 4 de Dezembro de 2002. Dá nova redação ao Título V e ao Anexo 5 e acrescenta os Anexos 9 e 10, ao Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Diário Oficial do Estado de São Paulo. São Paulo, 2002.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L.; SEIXAS, A. S. S. Simulação da disposição de resíduos de ETAs em ETEs - Remoção de sólidos e de ovos e larvas de helmintos. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 21º, João Pessoa. 8 f. 2001.

SENA, H. C. Recebimento de lodo de ETA em ETE por lodo ativado operando com mídia plástica no tanque de aeração (MBBR). Tese de Doutorado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, 2011.

SOTERO-SANTOS, R. B.; ROCHA, O.; POVINELLI, J. Evaluation of water treatment sludges toxicity using the Daphnia bioassay. *Water Research*, v. 39, p. 3909-3917, 2005.

SUNDEFELD JUNIOR, G. C. Efeitos do recebimento do lodo da estação de tratamento de água pelo sistema de tratamento de esgoto por lodo ativado em bateladas e aeração prolongada do município de Jujutiba-SP. 2007. 107 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, 2007.

TEIXEIRA, A. R.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUTO, T. F. S.; DE PAULA, F. S. Influência da alteração da distribuição do tamanho de partículas no desempenho de reator UASB tratando esgoto doméstico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, vol. 14, n. 2, p. 159-166, abril/jun 2009.

VAN HAANDEL, A.; LETINGA, G. *Tratamento anaeróbico de esgotos – um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande. 1994.

VIANA, M. B. Produção de biogás a partir de glicerol oriundo de biodiesel. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, 2011.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Coleção Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 2. Belo Horizonte: Depto. De Eng. Sanitária e Ambiental (DESA), UFMG, 1996.

9. ANEXOS

9.1. ANEXO 1 – Valores Corrigidos de Produção de Metano em mL.

Tempo (h)	Sem lodo de ETA	1 gsST/L	2 gsST/L	4 gsST/L	6 gsST/L	10 gsST/L	12,5 gsST/L	15 gsST/L	20 gsST/L	30 gsST/L
0,00	-0,08	-0,24	-0,46	0,16	0,62	0,62	-0,26	-0,32	-0,28	-0,40
0,08	1,38	1,13	0,95	1,16	1,54	1,36	0,23	0,22	0,29	0,61
0,17	2,89	2,55	2,39	2,26	2,56	2,19	0,98	0,98	0,98	1,66
0,25	4,11	3,70	3,55	3,20	3,45	2,93	1,82	1,78	1,61	2,51
0,33	5,23	4,76	4,60	4,10	4,30	3,65	2,73	2,63	2,24	3,29
0,42	6,38	5,84	5,68	5,06	5,22	4,43	3,73	3,56	2,92	4,09
0,50	7,31	6,71	6,55	5,87	6,00	5,10	4,49	4,30	3,48	4,74
0,58	8,16	7,51	7,33	6,64	6,73	5,75	5,09	4,90	3,97	5,34
0,67	9,03	8,33	8,13	7,44	7,50	6,42	5,57	5,42	4,45	5,95
0,75	9,72	8,99	8,78	8,10	8,13	6,99	5,85	5,76	4,81	6,44
0,84	10,43	9,66	9,43	8,79	8,78	7,58	6,06	6,02	5,14	6,94
0,92	11,00	10,21	9,95	9,36	9,31	8,06	6,17	6,17	5,38	7,35
1,00	11,52	10,70	10,42	9,88	9,79	8,50	6,24	6,28	5,56	7,72
1,08	11,99	11,15	10,85	10,36	10,23	8,90	6,29	6,35	5,71	8,06
1,25	12,85	11,98	11,63	11,24	11,02	9,63	6,33	6,43	5,93	8,69
1,34	13,24	12,36	11,98	11,64	11,37	9,95	6,34	6,46	6,01	8,97
1,50	13,82	12,93	12,51	12,26	11,89	10,44	6,35	6,48	6,10	9,41
1,67	14,33	13,44	12,97	12,79	12,32	10,84	6,36	6,49	6,15	9,79
1,84	14,74	13,85	13,35	13,21	12,65	11,16	6,36	6,49	6,18	10,10
1,92	14,91	14,02	13,49	13,38	12,78	11,28	6,36	6,49	6,19	10,23
2,00	15,06	14,17	13,63	13,53	12,89	11,38	6,36	6,49	6,20	10,35
2,34	15,54	14,67	14,07	14,01	13,24	11,70	6,36	6,49	6,22	10,73

9.2. ANEXO 2 – Valores de AME em g DQO.g SSV⁻¹.d⁻¹

Sem lodo de ETA	1 gsST/L	2 gsST/L	4 gsST/L	6 gsST/L	10 gsST/L	12,5 gsST/L	15 gsST/L	20 gsST/L	30 gsST/L
1,0853	0,6607	0,7632	0,6661	0,7016	0,5708	0,7196	0,5408	0,4711	0,5778
0,8001	0,7869	0,8248	0,7993	0,7917	0,5807	0,5528	0,6014	0,4485	0,5339
0,8781	0,8957	0,8488	0,6092	0,4389	0,4524	0,5391	0,4971	0,4987	0,6842
0,7616	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,0167	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0,6575	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0,6827	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0,9231	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,1232	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Média	0,7811	0,8123	0,6916	0,6441	0,5346	0,6038	0,5465	0,4728	0,5986
Desvio Padrão	0,1176	0,0441	0,0976	0,1833	0,0714	0,1005	0,0524	0,0251	0,0773

9.3. ANEXO 3 – Valores de Concentração de Alumínio no lodo em g.kg⁻¹

Sem lodo de ETA	1 gSST/L	2 gSST/L	4 gSST/L	6 gSST/L	10 gSST/L	12,5 gSST/L	15 gSST/L	20 gSST/L	30 gSST/L
28614	28823	38645	68626	78856	67327	77452	80356	84156	75324
24095	34981	40278	37222	46085	55814	77314	76043	84474	81487
27043	34819	46429	43817	51107	60572	72537	75346	84532	77280
31149	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25880	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26979	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27073	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26527	-	-	-	-	-	-	-	-	-
36827	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Média	32874	41784	49888	58682	61238	75768	77248	84387	78030
Desvio Padrão	3748	3509	16559	17650	5785	2799	2713	202	3149

9.4. ANEXO 4 – Valores de Carbono Orgânico Total do lodo em %

Sem lodo de ETA	1 gsST/L	2 gsST/L	4 gsST/L	6 gsST/L	10 gsST/L	12,5 gsST/L	15 gsST/L	20 gsST/L	30 gsST/L
30,7	29,0	26,3	22,4	19,4	17,1	23,1	22,8	21,3	17,5
29,2	30,0	27,3	25,2	22,6	20,1	18,2	16,5	16,2	20,1
29,5	27,1	25,4	24,1	22,0	18,7	21,3	20,2	19,2	11,4
34,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Média	28,7	26,3	23,9	21,3	18,6	20,8	19,8	18,9	16,3
Desvio Padrão	1,87	1,46	1,42	1,68	1,50	2,46	3,17	2,58	4,47