

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO AMBIENTAL

**ANÁLISE COMPARATIVA DO DESEMPENHO DE REATOR
ANAERÓBIO HÍBRIDO E REATOR DE MANTO DE LODO DE FLUXO
ASCENDENTE (UASB) APLICADOS AO TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

Porto Alegre
Março de 2016

NESTOR LEONEL MUÑOZ HOYOS



**ANÁLISE COMPARATIVA DO DESEMPENHO DE REATOR ANAERÓBIO
HÍBRIDO E REATOR DE MANTO DE LODO DE FLUXO ASCENDENTE (UASB)
APLICADOS AO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada como requisito parcial para o grau de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, do programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientador: Prof. Luiz Olinto Monteggia.

Porto Alegre
Março de 2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO AMBIENTAL

**ANÁLISE COMPARATIVA DO DESEMPENHO DE REATOR ANAERÓBIO
HÍBRIDO E REATOR DE MANTO DE LODO DE FLUXO ASCENDENTE (UASB)
APLICADOS AO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Nestor Leonel Muñoz Hoyos

*Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos
Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul
como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental*

Orientador: Prof. Luiz Olinto Monteggia

Banca Examinadora

Prof. Dr. Antonio D. Benetti - IPH/UFRGS

Prof. Dr. Luis A. Schiavo Miranda - UNISINOS

Dr. Eddie F. Gómez - IPH/UFRGS

DEDICATORIA

Infinitas graças para minha mãe por seu apoio sempre, sem ela a conclusão dos diversos desafios da vida não seriam possíveis. O meu pai que me ajudou a tornar uma pessoa de caráter, minucioso e crítico.

Meus vovôs e vovós por serem os pilares da minha família e pelo bom senso compartilhado com cada um de nos, meus irmãos Danny, Cesar e Angélica por me acompanhar e me guiar no caminho todo.

A minha tia Irma por alegrar nossas vidas com o seu sorriso e seu esquisito bom humor.

*Caminante, son tus huellas
el camino y nada más;
Caminante, no hay camino,
se hace camino al andar.
Al andar se hace el camino,
y al volver la vista atrás
se ve la senda que nunca
se ha de volver a pisar.
Caminante no hay camino
sino estelas en la mar.*

Antonio Machado

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Luiz Monteggia por suas valiosas orientações, aportes, e apoio ao longo do desenvolvimento do meu projeto, ao grupo de pesquisa “Bioenergia e Ambiente” e seus integrantes: Felipe, Junior, Eddie, Patrícia, Beatriz, Maria Cristina por todos os aportes acadêmicos e a sua amizade.

Os nossos bolsistas Eduarda, Renata e Gabriel por suas contribuições e seu trabalho no laboratório LabSan do IPH e no laboratório das unidades experimentais do grupo de pesquisa.

Ao Instituto de Pesquisa Hidráulicas pela oportunidade de fazer parte da família IPH e do seu programa de pós-graduação PPGRHSA.

Aos diretivos e todos os funcionários que contribuíram de uma forma ou outra na materialização e culminação deste trabalho.

Aos meus amigos e colegas do IPH dos programas de Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos pelos momentos bons de estudos e de tertúlias.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPQ pela bolsa de estudos que me permitiu vir no Brasil para me aperfeiçoar, para crescer pessoal e profissionalmente.

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar a performance e a estabilidade operacional de uma nova configuração de um reator anaeróbio híbrido (RAH) que combina um filtro anaeróbio de fluxo descendente seguido de uma câmara de manta de lodo de fluxo ascendente comparativamente ao reator UASB nas mesmas condições operacionais aplicados ao tratamento de esgoto sanitário. A avaliação da eficiência de remoção de matéria orgânica e dos sólidos suspensos nos reatores piloto foi por meio de testes da DQO, DBO, sólidos em suspensão totais (SST) e dos sólidos em suspensão voláteis (SSV).

Os reatores UASB e RAH foram operados por um período de 240 dias na fase 1 e 150 dias na fase 2 com vazão afluyente de 1,6 m³/h e TDH de 11,8 h. O TDH médio na câmara de entrada do RAH foi de 2,7h e de 9,1h na câmara ascendente de manto de lodo. Os reatores piloto apresentaram capacidade de tratamento para suportar os choques de carga orgânica devido à variabilidade do esgoto bruto. A eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO foi de 66% e 59% para o UASB e RAH, a eficiência de remoção de SST atingiu valores de 65% e 63% respectivamente, aliás, o reator UASB apresentando valores superiores de desempenho operacional em quase todos os parâmetros de monitoramento dos processos de digestão anaeróbia os valores médios dos parâmetros DQO, DBO₅, SST e SSV não tiveram diferenças estatisticamente significativas. O pH para os sistemas piloto esteve na faixa ideal para o desenvolvimento dos microorganismos anaeróbios (6,5 a 7,5) e a alcalinidade e os AGVs demonstraram estabilidade dos reatores, corroborados pela estabilidade do pH no interior de cada sistema. A velocidade ascensional na câmara de manta de lodo (0,45 m/h) não causou efeito adverso na qualidade do efluente em termos de SST, com valor médio de 39,8 mg/L, na mesma faixa observada no reator UASB (41,6 mg/L).

Foi observada menor concentração de biomassa no reator RAH (distribuição vertical) comparativamente ao reator UASB segundo os perfis verticais de lodo, entretanto, este fato não comprometeu a sua eficiência de remoção de matéria orgânica e dos sólidos suspensos. A retirada do lodo de excesso dos sistemas piloto foi baseada na relação STV/ST para estimar a fração de biomassa, a frequência do descarte foi de 1 vez por mês retirando o equivalente aos 10% do volume de lodo das tomadas que apresentaram uma fração de STV menor que 50%.

É viável a implementação da turbidez como parâmetro de detecção de perda de lodo no efluente dos reatores anaeróbios devido a que a turbidez e os SST apresentaram uma relação direta o que ajudaria a simplificar mecanismos de controle operacional para a toma de decisões nas estações de tratamento, sendo que a turbidez é um parâmetro de leitura rápida “in situ” e poderia advertir do excesso de lodo ao interior do reator.

Foram empregados diferentes métodos titrimétricos para a determinação dos AGVs no efluente do RAH e UASB. Após análise dos resultados, recomenda-se o uso do método de KAPP e RIPLEY para a determinação dos AGVs pela simplicidade metodológica e pela rapidez na obtenção do resultado.

Palavras-chaves: Digestão anaeróbia, reator híbrido, reator UASB, biomassa imobilizada e suspensa, esgoto sanitário, escala real, retirada de lodo, turbidez, AGVs.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the performance and operational stability of a new configuration of a hybrid anaerobic reactor (RAH) combining an anaerobic filter downflow followed by a sludge blanket chamber upflow compared to UASB in same operating conditions applied to sewage treatment. The evaluation of organic matter removal and removal efficiency of suspended solids in the pilot reactor was by testing COD, BOD, total suspended solids (TSS) and volatile suspended solids (VSS).

The RAH and UASB reactors were operated for a period of 240 days in the first phase and 150 days in phase 2 with the inlet flow of 1,6 m³/h and 11,8h TDH. The average TDH RAH in the inlet chamber was 2.7h and 9,1h in ascending chamber sludge blanket. Pilot reactors showed treatment capacity to support organic shock loads due to the variability of raw sewage. The organic matter removal efficiency in terms of COD was 66% and 59% for the UASB and RAH, the TSS removal efficiency reached values of 65% and 63% respectively, by the way, the UASB presenting performance values higher operational in almost all parameters of the monitoring anaerobic digestion processes mean values of the parameters COD, BOD₅, TSS and VSS were not statistically significant differences. The pH for the pilot systems was in the ideal range for the development of anaerobic microorganisms (6,5 to 7,5) and alkalinity and Volatile Fatty Acids (VFA) demonstrated stability of reactors corroborated by the pH stability within each system. The upflow velocity in the sludge blanket chamber (0,45 m/h) caused no adverse effect on effluent quality in terms of TSS, with an average of 39,8 mg/L, in the same range observed in UASB (41,6 mg/L).

It was observed lower concentration of biomass in the reactor RAH (vertical distribution) compared to UASB second vertical sludge profiles, however, this fact did not compromise its removal efficiency of organic matter and suspended solids. The withdrawal of the pilot systems excess sludge was based on TSV/TS ratio to estimate the biomass fraction, the frequency of disposal was 1 once a month by removing the equivalent of 10% of the outlets sludge volume that had a fraction of TSV less than 50%.

The implementation of turbidity as sludge lost detention parameter is viable in the effluent of the anaerobic reactors due to turbidity and TSS showed a direct relationship which would help simplify operational control mechanisms for decision

making in treatment plants, wherein the turbidity is a quick read parameter "in situ" and could warn of excess sludge inside the reactor.

Different titrimetric methods were employed for the determination of VFA and the effluent from the UASB and RAH. After analyzing the results, we recommend the use of KAPP and RIPLEY method for the determination of VFA by methodological simplicity and speed in obtaining results.

Keywords: Anaerobic digestion, hybrid reactor, UASB, immobilized and suspended biomass, sewage, real scale, sludge removal, turbidity, VFA.

LISTA DE GRÁFICOS

FIGURA 4.1 ETAPAS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	5
FIGURA 4.2 ESQUEMA DO TANQUE SÉPTICO DE UMA CÂMARA	12
FIGURA 4.3 TANQUE IMHOFF	13
FIGURA 4.4 ESQUEMA LAGOA ANAERÓBIA	14
FIGURA 4.5 DIGESTOR CONVENCIONAL	14
FIGURA 4.6 DIGESTOR MISTURA COMPLETA.....	15
FIGURA 4.7 CONTATO ANAERÓBIO	16
FIGURA 4.8 FILTRO ANAERÓBIO.....	17
FIGURA 4.9 ESQUEMA GERAL DO REATOR UASB.....	18
FIGURA 4.10 ESQUEMA GERAL DE UM REATOR EGSB	19
FIGURA 4.11 ESQUEMA GRAL DE UM REATOR ANAERÓBIO COM RECIRCULAÇÃO INTERNA	20
FIGURA 4.12 ESQUEMA REPRESENTATIVO DOS REATORES UASB	22
FIGURA 4.13 ESQUEMA GERAL DO REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO (RANH).....	28
FIGURA 5.1 GRADEAMENTO FINAL E TANQUE PULMÃO DE ALIMENTAÇÃO DOS REATORES	44
FIGURA 5.2 BOMBAS TIPO HELICOIDAL DE ALIMENTAÇÃO DO UASB E DO RAH	45
FIGURA 5.3 FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE ALIMENTAÇÃO DOS REATORES ANAERÓBIOS EXPERIMENTAIS	46
FIGURA 5.4 FOTOS E DESENHO DIMENSIONAL EM METROS DO REATOR PILOTO UASB USADO NO EXPERIMENTO	47
FIGURA 5.5 IMAGENS DO REATOR PILOTO RAH: (A) CÂMARA DE ALIMENTAÇÃO DO AFLUENTE E MEIO FIXO FILTRANTE (TAMPAS PET); (B) COLETOR DE BIOGÁS CÂMARA DE ALIMENTAÇÃO (DOWNFLOW); (C) PERFIL DO TANQUE; (D) TOMADAS DE COLETA DE LODO DA ZONA DE DIGESTÃO E COLETOR DE BIOGÁS;	49
FIGURA 5.6 DESENHO DIMENSIONAL DO RAH (MEDIDAS EM METROS): VISTA DA PLANTA E LONGITUDINAL.....	50
FIGURA 5. 7 PONTOS DE AMOSTRAGEM DE LODO AO LONGO DO REATOR UASB E DO RAH	54
FIGURA 5.8 BALANÇO DA DQO E AGVS NO RAH	58
FIGURA 6.1 SÉRIE HISTÓRICA DOS VALORES DE PH E TEMPERATURA DOS REATORES ANAERÓBIOS	64
FIGURA 6.2 SÉRIE HISTÓRICA DOS VALORES DE DQO E DBO ₅ DOS REATORES ANAERÓBIOS	64
FIGURA 6.3 SÉRIE HISTÓRICA DOS VALORES DE SST E SSV DOS REATORES ANAERÓBIOS	64
FIGURA 6.4 DIAGRAMA DE CAIXAS PARA DQO DO AFLUENTE (EB) E EFLUENTE DO UASB E RAH	68
FIGURA 6.5 DIAGRAMA DE CAIXAS DA DBO DO AFLUENTE (EB) E EFLUENTE DO UASB E RAH	69
FIGURA 6.6 DIAGRAMA DE CAIXAS PARA OS SST DO AFLUENTE (EB) E EFLUENTE DO UASB E RAH	70
FIGURA 6.7 DIAGRAMA DE CAIXAS PARA SSV DO AFLUENTE (EB) E EFLUENTE DO UASB E RAH	71
FIGURA 6.8 GRÁFICO DO TDH NO UASB E NO RAH	73
FIGURA 6.9 GRÁFICO DA VELOCIDADE ASCENSIONAL NO UASB E NO RAH	75
FIGURA 6. 10 PARÂMETROS DA AVALIAÇÃO DE ESTABILIDADE DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	76
FIGURA 6.11 VALORES DA REMOÇÃO DE DQO (SEMANAL) NO INVERNO, PRIMAVERA E VERÃO.....	78
FIGURA 6.12 PERFIL DE ST E %STV NO REATOR UASB.....	81
FIGURA 6.13 PERFIL DE ST E %STV NO REATOR RAH.....	82
FIGURA 6.14 VARIAÇÕES DA RELAÇÃO STV/ST MENSAL NOS REATORES PARA DESCARTE DO LODO	84
FIGURA 6.15 PERFIL DE TURBIDEZ E SST DO EFLUENTE DO UASB E DO EFLUENTE DO RAH MONITORAMENTO 24H	88
FIGURA 6.16 REGRESSÃO LINEAR DOS SST E DA TURBIDEZ EFLUENTES UASB E RAH	90
FIGURA 6.17 PRODUÇÃO TEÓRICA DE BIOGÁS NOS REATORES UASB E RAH.....	91
FIGURA 6.18 CONCENTRAÇÃO DE AGVS NOS EFLUENTES DOS REATORES UASB E RAH POR QUATRO MÉTODOS TÍTRIMÉTRICOS (D&AA, D&AM, KAPP E RIPLEY)	92

FIGURA 6.19 CONCENTRAÇÃO DE AGVS NO EFLUENTE E NA CÂMARA DE ALIMENTAÇÃO (R-RAH) DO REATOR RAH POR QUATRO MÉTODOS TITRIMÉTRICOS (D&AA, D&AM, KAPP E RIPLEY)	94
FIGURA 6.20 CONCENTRAÇÃO DE DQO_{TOTAL} E $DQO_{FILTRADA}$ NO EFLUENTE DO UASB	97
FIGURA 6.21 CONCENTRAÇÃO DE DQO_{TOTAL} E $DQO_{FILTRADA}$ NO EFLUENTE RAH	97
FIGURA 6.22 CONCENTRAÇÃO DE DQO_{TOTAL} E $DQO_{FILTRADA}$ NO AFLUENTE (EB)	97
FIGURA 6.23 CONCENTRAÇÃO DE DQO_{TOTAL} E $DQO_{FILTRADA}$ NA CÂMARA DE ALIMENTAÇÃO DO REATOR HÍBRIDO (R-RAH)	97
FIGURA 6.24 CONCENTRAÇÃO DE DQO_{TOTAL} , $DQO_{FILTRADA}$ E AGVS NO EFLUENTE DO UASB ...	99
FIGURA 6.25 CONCENTRAÇÃO DE DQO_{TOTAL} , $DQO_{FILTRADA}$ E AGVS NO EFLUENTE DO RAH	99
FIGURA 6.26 CONCENTRAÇÃO DE DQO_{TOTAL} , $DQO_{FILTRADA}$ E AGVS NA CÂMARA DE ALIMENTAÇÃO DO REATOR HÍBRIDO (R-RAH)	99

LISTA DE TABELAS

TABELA 5.1 PARÂMETROS DO PROJETO E DIMENSÕES DO UASB	48
TABELA 5.2 PARÂMETROS DO PROJETO E DIMENSÕES DO RAH	51
TABELA 5.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS REATORES UASB E RAH	52
TABELA 5.4 PARÂMETROS OPERACIONAIS DO REATOR UASB E RAH.....	52
TABELA 5.5 PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO DA ESTABILIDADE OPERACIONAL DOS REATORES UASB E RAH	53
TABELA 6.1 RESUMO DAS ETAPAS DE MONITORAMENTO DOS REATORES UASB E RAH.....	59
TABELA 6.2 CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS DO REATOR UASB E RAH.....	60
TABELA 6.3 CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO AFLUENTE	61
TABELA 6.4 CARACTERÍSTICA DO EFLUENTE DOS REATORES UASB E RAH	62
TABELA 6.5 RESULTADOS MÉDIOS DE DQO, DBO, SST E SSV AFLUENTE E EFLUENTE, EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO, DBO, SST E SSV PARA O REATOR UASB E RAH	65
TABELA 6.6 TDH DO REATOR UASB PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO ^A	72
TABELA 6.7 TEMPERATURA MÉDIA ESTACIONAL NOS REATORES RAH E UASB.....	77
TABELA 6.8 PERFIL VERTICAL DE ST NO REATOR UASB (MG/L)	79
TABELA 6.9 % DE STV AO LONGO DA ALTURA DO UASB	79
TABELA 6.10 TEOR DE ST AO LONGO DA ALTURA DO REATOR RAH (MG/L)	79
TABELA 6.11 % DE STV AO LONGO DA ALTURA DO RAH	80
TABELA 6.12 RESULTADOS DA ANÁLISE ESTATÍSTICA UTILIZANDO O MÉTODO T STUDENT PARA AS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE ST E STV AO LONGO DA ALTURA DO UASB E DO RAH	83
TABELA 6.13 DESCARTE DO LODO NOS REATORES UASB E RAH	86
TABELA 6.14 RESULTADOS DA ANÁLISE ESTATÍSTICA UTILIZANDO O MÉTODO DE CORRELAÇÃO DE PEARSON PARA TURBIDEZ E SST NO EFLUENTE DO UASB E RAH MONITORADO POR UM PERÍODO DE 24HORAS.....	89
TABELA 6.15 CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE AGVS NOS EFLUENTE DO REATOR UASB E RAH POR QUATRO MÉTODOS TITRIMÉTRICOS (D&AA, D&AM, KAPP E RIPLEY).....	91
TABELA 6.16 CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE AGVS NA CÂMARA DE ALIMENTAÇÃO (R-RAH) DO RAH POR QUATRO MÉTODOS TITRIMÉTRICOS (D&AA, D&AM, KAPP E RIPLEY).....	93
TABELA 6.17 ANOVA PARA OS VALORES DAS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE AGVS PELO MÉTODO DE D&AA, D&AM, KAPP E RIPLEY PARA O EFLUENTE DE UASB.....	94
TABELA 6.18 ANOVA PARA OS VALORES DAS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE AGVS PELO MÉTODO DE D&AA, D&AM, KAPP E RIPLEY PARA O EFLUENTE DE RAH.....	95
TABELA 6.19 ANOVA PARA OS VALORES DAS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE AGVS PELO MÉTODO DE D&AA, D&AM, KAPP E RIPLEY PARA A CÂMARA DE ALIMENTAÇÃO (R-RAH) DO RAH	95
TABELA 6.20 ANOVA PARA OS VALORES DAS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE AGVS PELO MÉTODO DE D&AA, D&AM, KAPP E RIPLEY PARA O AFLUENTE DO UASB E DO RAH	96

LISTA DE SIGLAS

CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente de Manto de Lodo)
RAH	Reator Anaeróbio Híbrido (FA+UASB)
RAnH	Reator Anaeróbio Híbrido (UASB+FA)
FA	Filtro Anaeróbio
EGSB	Expanded Granule Sludge Blanket (Reator granular de leito expandido/fluidizado)
R-RAH	Câmara de alimentação do RAH (Downflow)
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
TRH	Tempo de Retenção Hidráulico
CHV	Carga Hidráulica Volumétrica
COV	Carga Orgânica Volumétrica
Q	Vazão
D	Diâmetro na Base
A	Área
H _T	Altura
B _L	Borde Livre
H _U	Altura Util
V _U	Volume Util
U _B	Velocidade na Base
U _D	Velocidade no Decantador
U _A	Velocidade Ascensional
EB	Esgoto Bruto
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre
T	Temperatura
pH	Potencial Hidrogeniônico
AV	Acidez Volátil
AL	Alcalinidade
CH ₄	Metano
C	Carbono
CO ₂	Dióxido de Carbono
P	Fósforo
COT	Carbono Orgânico Total (mg/L)
OD	Oxigênio Dissolvido
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio há 5 dias (mg/L)
DQO	Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
DQOt	Demanda Química de Oxigênio Total (mg/L)
DQOs	Demanda Química de Oxigênio Solúvel (mg/L)
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NH ₄	Nitrogênio Amoniacal
ST	Sólidos Totais
SS	Sólidos Suspensos
SVT	Sólidos Voláteis Totais
SFT	Sólidos Fixos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
AGVs	Ácidos Graxos Voláteis
AAV	Alcalinidade a Ácidos Voláteis
HAc	Acido Acético
D&AA	Dillalo & Albertson Aquecimento
D&AM	Dillalo & Albertson Modificado
BSR	Bactérias Sulfato Redutoras
ANOVA	Análise de Variância

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	3
2.1	OBJETIVO GERAL	3
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3	JUSTIFICATIVA	4
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
4.1	ASPECTOS GERAIS DA DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA	5
4.1.1	<i>Hidrólise</i>	6
4.1.2	<i>Acidogênese</i>	6
4.1.3	<i>Acetogênese</i>	7
4.1.4	<i>Metanogênese</i>	7
4.1.5	<i>Tratamento Anaeróbio De Esgoto Doméstico</i>	8
4.2	TIPOS DE REATORES	11
4.2.1	<i>Reatores Anaeróbios de Primeira Geração</i>	11
4.2.2	<i>Reatores Anaeróbios de Segunda Geração</i>	16
4.2.3	<i>Reatores Anaeróbios de Terceira Geração</i>	18
4.3	REATOR UASB.....	20
4.3.1	<i>Especificações Técnicas De Operação</i>	22
4.3.2	<i>Vantagens e Desvantagens</i>	24
4.4	REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO (RANH)	25
4.4.1	<i>Estrutura e Configuração</i>	27
4.4.2	<i>Vantagens e Desvantagens</i>	28
4.5	PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E CONTROLE DOS REATORES ANAERÓBIOS	31
4.5.1	<i>Vazão (Q)</i>	31
4.5.2	<i>Tempo De Detenção Hidráulica (TDH)</i>	31
4.5.3	<i>Carga Hidráulica Volumétrica (CHV)</i>	32
4.5.4	<i>Carga Orgânica Volumétrica (COV)</i>	33
4.5.5	<i>pH</i>	34
4.5.6	<i>Temperatura</i>	34
4.5.7	<i>DQO</i>	35
4.5.8	<i>DBO</i>	35
4.5.9	<i>Alcalinidade</i>	36
4.5.10	<i>Ácidos Graxos Voláteis (AGVs)</i>	36
4.5.1	<i>Técnicas de Análises de AGVs</i>	37
4.5.2	<i>Sólidos</i>	39
4.5.3	<i>Perfil De Sólidos</i>	40
4.5.1	<i>Critérios de Descarte de Lodo</i>	40
4.5.2	<i>Turbidez</i>	41
4.5.3	<i>Nutrientes</i>	42
5	MATERIAIS E MÉTODOS	44
5.1	UNIDADES EXPERIMENTAIS	44
5.2	REATOR PILOTO UASB (UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET).....	46
5.3	REATOR PILOTO ANAERÓBIO HÍBRIDO (RAH)	48
5.4	MONITORAMENTO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DOS REATORES ANAERÓBIOS	51
5.5	ESTABILIDADE OPERACIONAL DOS REATORES UASB E RAH	53
5.6	PERFIL E DESCARTE DO LODO	54
5.6.1	<i>Perda de sólidos nos efluentes dos reatores anaeróbios</i>	55
5.7	PRODUÇÃO DE BIOGÁS	55
5.8	ANÁLISES DA ACIDEZE E DA DQO NOS REATORES ANAEROBIOS	57
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
6.1	AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE TRATAMENTO	59

6.1.1	<i>Eficiência de Remoção dos Reatores UASB e RAH</i>	64
6.1.2	<i>Diagramas de caixas para DQO, DBO, SST e SSV</i>	66
6.1.3	<i>Prova T de Student</i>	71
6.2	TDH E VELOCIDADE DE ESCOAMENTO NO RAH E NO UASB	72
6.3	ESTABILIDADE DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA NO UASB E NO RAH .	75
6.4	CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA NO UASB E NO RAH	78
6.4.1	<i>Perfil de sólidos no reator UASB</i>	80
6.4.2	<i>Perfil de sólidos no reator RAH</i>	81
6.4.3	<i>Descarte do lodo nos reatores UASB e RAH</i>	83
6.4.4	<i>Perfil de sólidos 24h</i>	86
6.5	BIOGÁS.....	90
6.6	AGV E DQO	91
7	CONCLUSÕES	101
8	RECOMENDAÇÕES E PERSPECTIVAS	103
	BIBLIOGRAFIA	104
	ANEXOS	108

1 INTRODUÇÃO

Devido aos diversos desafios ambientais que vivemos na atualidade é de grande importância o desenvolvimento de alternativas para o tratamento de águas residuárias ou a otimização das tecnologias existentes. Com esta perspectiva desenvolveu-se a presente pesquisa, na qual o objetivo principal é avaliar a eficiência e a estabilidade operacional de uma nova configuração de um reator anaeróbio híbrido (RAH) aplicado ao tratamento de esgoto sanitário.

Reatores anaeróbios vêm sendo empregados com sucesso no tratamento de esgoto sanitário para a estabilização da matéria orgânica e na produção de energias renováveis. O desempenho de reatores anaeróbios de alta taxa foi estudado inicialmente por Lettinga e colaboradores (1980) na Holanda. O reator de fluxo ascendente e manta de lodo, conhecido pelas siglas em inglês com UASB, é considerado como um avanço de grande influência no tratamento anaeróbio. A primeira modificação na estrutura convencional de um reator UASB foi desenvolvida por Maxham e Wakamiya no (1981) adicionando um meio filtrante fixo na parte superior do reator de manta de lodo com o fim de potencializar as suas vantagens e para minimizar as debilidades conhecidas do sistema original.

A configuração proposta por Maxham e Wakamiyan (1981) vem sendo estudada por diferentes pesquisadores em escala real, vários modelos estudados, desenvolvidos e adotados visaram o aumento da eficiência operacional e a redução de custos operativos. Segundo Borja et al. (1998), a combinação de um reator UASB de biomassa em suspensão e um filtro anaeróbio de biomassa aderida permitem que as vantagens das duas tecnologias conciliem com sucesso em uma unidade mais compacta.

Passig et al. (2005), testou um reator anaeróbio híbrido (UAHB) baseado na concepção de um reator de manta de lodo tipo UASB de 18,8 m³ de volume útil adicionando na parte superior material suporte, para o tratamento de esgoto sanitário. Os reatores foram operados por um período de 200 dias. O sistema piloto atingiu eficiências de remoção média de matéria orgânica, em termos de DQO de 85% e em termos de DBO de 91%.

O desenvolvimento deste projeto tenta propiciar não só a avaliação de uma nova alternativa para o tratamento de esgoto sanitário, com também a compreensão dos

processos biológicos e físico-químicos ocorridos ao interior do sistema. De igual maneira se pretende avaliar a influencia do novo sistema de alimentação sobre o desempenho global do reator híbrido, sendo que a câmara de alimentação do reator híbrido poderia substituir o sistema de distribuição (tubos) convencional do afluente dos reatores UASB, simplificando assim a parte construtiva e operativa deste tipo de sistemas de alta taxa, que apresentam, entre outros problemas, entupimentos, zonas mortas, distribuição não uniforme do afluente e curto-circuito.

Nesta pesquisa foi avaliado o desempenho desta nova configuração na remoção da matéria orgânica e os sólidos suspensos, que inclui uma modificação no sistema de alimentação original do reator UASB, substituindo a entrada de afluente do fundo do tanque por uma câmara descendente com meio suporte fixo, seguida de uma câmara de fluxo ascendente de manta de lodo (upflow), similar ao reator UASB convencional.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um reator anaeróbio híbrido (RAH) constituído de uma câmara de fluxo descendente e meio suporte fixo seguida de uma câmara de manta de lodo de fluxo ascendente comparativamente a um reator UASB convencional aplicados ao tratamento de esgoto sanitário.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência de remoção da matéria orgânica e dos sólidos suspensos nos reatores UASB e RAH por meio de testes da DQO, DBO, sólidos em suspensão totais (SST) e dos sólidos em suspensão voláteis (SSV).
- Estabelecer um critério técnico de operação para efetuar o descarte dos lodos de acordo com os resultados obtidos das relações (STV/ST) mediante o desenvolvimento do perfil do lodo nos reatores UASB e RAH.
- Comparar os diferentes métodos titrimétricos para a determinação de AGVs nos reatores.
- Determinar a produção de ácidos graxos voláteis e possíveis relações com a presença de matéria orgânica no reatores.

3 JUSTIFICATIVA

Desenvolvimento de uma nova configuração de reator anaeróbio comprovadamente robusto e eficiente, com capacidade de tratamento análoga de um reator UASB aplicado ao tratamento de esgoto sanitário.

Do mesmo modo a tecnologia anaeróbia híbrida poderia enfrentar novos desafios, sendo um deles a possibilidade de remoção biológica de nitrogênio, segundo os resultados obtidos, o RAH deverá operar em conjunto com um sistema convencional aeróbio (lodo ativado) gerando um efluente nitrificado que seria posteriormente recirculado para a entrada da sua câmara de alimentação, permitindo desta forma a ocorrência de reações anóxicas para permitir a desnitrificação do afluente do processo aeróbio.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 ASPECTOS GERAIS DA DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA

O processo da digestão anaeróbia consiste principalmente na degradação da matéria orgânica por parte de um conjunto de microrganismos em ausência de oxigênio molecular. O principal subproduto desta degradação é o biogás, composto usualmente de 70% por gás metano e 30% de uma mistura de dióxido de carbono e de outros compostos como nitrogênio, hidrogênio, amoníaco e sulfetos de hidrogênio, sendo o sulfeto de hidrogênio o responsável dos maus odores durante o processo (Moreno H. J., 1996).

O processo da degradação se caracteriza por um conjunto de reações associadas ao metabolismo de numerosas espécies de microrganismos, que são os intermediários adequados para transformar a matéria orgânica em substratos simples fermentáveis pelas bactérias metanogênicas. O processo de digestão anaeróbia pode ser subdividido em quatro fases principais incluindo hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (van Haandel & Lettinga, 1994).

A seqüência de processos da transformação da matéria orgânica complexa por comunidades biológicas anaeróbias é descrita no seguinte esquema:

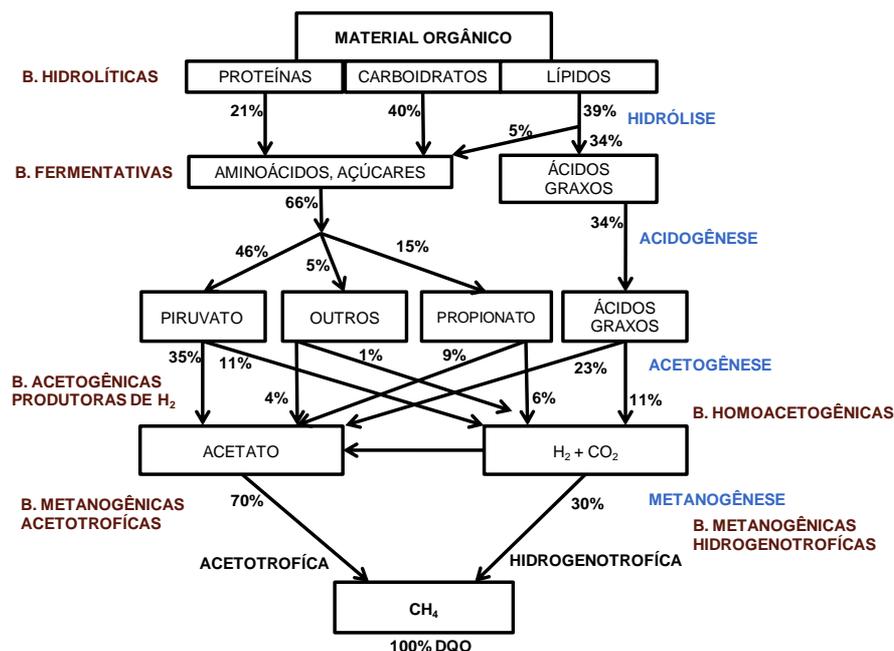


Figura 4.1 Etapas da digestão anaeróbia
Fonte: Madigan, 1997, van Haandel, 1994

4.1.1 Hidrólise

É a primeira fase ou etapa da degradação anaeróbia consiste basicamente na biodegradação das moléculas orgânicas de maior tamanho como lipídios, proteínas e carboidratos em moléculas menores. As macromoléculas são hidrolisadas previamente por enzimas extracelulares gerando compostos pouco complexos como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos (Peña Toro, 1996). Nesta etapa o material particulado e os polímeros orgânicos constituintes das águas residuais podem ser assimilados pelas bactérias e incorporados aos processos metabólicos.

O processo de fracionamento da matéria orgânica é efetuado na presença de água e ocorre no exterior das bactérias devido à ação de catalisadores biológicos, chamados exoenzimas que podem ser produzidas por bactérias acidogênicas ou fermentativas. As bactérias que produzem a hidrólise podem ser anaeróbias estritas ou facultativas e seu desenvolvimento no meio é espontâneo quando as condições são favoráveis ou quando estão presentes na flora da substância orgânica a degradar. A sua importância no processo da degradação anaeróbia não é limitada só na produção de substrato para os grupos de bactérias que atuam posteriormente já que também podem eliminar qualquer traço de oxigênio dissolvido no sistema (Tsagarakis & Papadogiannis, 2006).

4.1.2 Acidogênese

Depois de obtidas as moléculas de menor tamanho na hidrólise, estas podem ser absorvidas através da parede celular das bactérias acidogênicas ou fermentativas para serem decompostas internamente mediante os processos metabólicos dos microrganismos anaeróbios para a posterior produção de ácidos graxos.

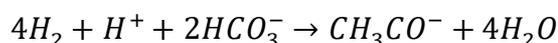
Os produtos finais do processo da acidogênese ou fermentação incluem ácido acético e outros ácidos graxos voláteis (AGV) como o propiônico, o butírico e o valérico. O produto final da acidogênese dependerá principalmente da pressão parcial do hidrogênio e do tipo de substrato fermentado. Se a pressão parcial de hidrogênio é menor que 10^{-4} atm o produto final é ácido acético, caso contrário, os produtos finais serão outros ácidos graxos (Harper e Pohland, 1986). Além dos ácidos, a acidogênese produz hidrogênio como subproduto e sua concentração no

meio é um elemento regulador do metabolismo do processo causa que estes constituem as vias de formação do metano (Azevedo, 2010).

4.1.3 Acetogênese

A acetogênese acidoclástica consiste principalmente na geração de ácido acético a partir dos ácidos graxos voláteis formados na acetogênese. Nesta fase, as bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio OHPA (siglas em inglês), transformam os produtos da fermentação em ácido acético, dióxido de carbono e hidrogênio os quais utilizam AGVs ou alcoóis como fonte de energia. Apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. Cerca de 70% da DQO presente no afluente se converte em ácido acético (van Haandel & Lettinga, 1994).

Nesta fase as bactérias podem transformar a mistura de dióxido de carbono e hidrogênio, e açúcares (glicose e frutose) em acetato num processo conhecido como homoacetogênese o qual é descrito pela seguinte reação:



4.1.4 Metanogênese

É a última etapa da digestão anaeróbia, é desenvolvido pelas bactérias metanogênicas. A metanogênese tem duas vias principais para a produção do gás metano. A primeira via é a metanogênese acetotrófica que consiste na redução de ácido acético pelas bactérias acetotróficas, e a outra via é a metanogênese hidrogenotrófica que consiste na redução de dióxido de carbono (PROSAB, 1999). As reações que envolvem os processos catabólicos de produção de metano na digestão anaeróbia são:

- **Metanogênese acetotrófica:** $CH_3COO^- + H^+ \rightarrow CH_4 + CO$
- **Metanogênese hidrogenotrófica:** $4H_2 + HCO_3^- + H^+ \rightarrow CH_4 + 2H_2O$

Na digestão anaeróbia a via principal da conversão da matéria orgânica em metano é a metanogênese acetotrófica com aproximadamente 70% da remoção, a

metanogênese hidrogenotrófica aporta aproximadamente 30% na conversão da matéria orgânica em metano, portanto, uma condição necessária para obter uma ótima remoção da matéria orgânica num sistema anaeróbio seria que a metanogênese acetotrófica tivesse um desenvolvimento superior ou mais eficiente (Madigan, 1997; van Haandel, 1994).

Outro aspecto importante a ressaltar é a velocidade de crescimento dos microrganismos que produzem metano a partir do hidrogênio, esta velocidade é maior comparada com as bactérias metanogênicas acetotróficas, o qual significa que 70% do material orgânico presente no substrato terão uma velocidade de transformação menor limitando assim a geração de metano no sistema.

Em reatores anaeróbios com presença de sulfatos, um grupo de bactérias que reduzem os sulfatos a sulfeto podem se encontrar no meio. Esses microrganismos se conhecem como bactérias “sulfato – redutoras” (BSR) e são anaeróbias estritas e utilizam o sulfato como aceptor final de elétrons.

O sulfeto tem solubilidade alta na água, mas o ácido sulfídrico pode ser volatilizado a pH neutro, porquanto o equilíbrio químico tende à formação do ácido sulfídrico. A redução do sulfato em um reator anaeróbio pode trazer complicações para o sistema.

O problema com a redução do sulfato consiste na oxidação do material orgânico o qual deixa de ser transformado em metano, gerando assim, uma competição entre as bactérias metanogênicas e as bactérias sulfato redutoras (Elferink, et al 1994).

Outro dos problemas ocasionados pela redução do sulfato é a toxicidade e a inibição de grupos bacterianos gerados pela presença do sulfeto no meio anaeróbio. O sulfeto é também o causador de odor desagradável para a fase líquida e para o biogás, além de ser uma substância corrosiva.

4.1.5 Tratamento Anaeróbio De Esgoto Doméstico.

A primeira pesquisa publicada de um reator anaeróbio de leito suspenso foi no ano de 1910 e o nome do trabalho publicado foi “tanque biológico”. A primeira descrição da digestão anaeróbia na natureza é do ano de 1776, sendo nesse momento o metano definido como “o gás dos pântanos”.

Béchamp (1868) levou a cabo pesquisas com fezes de coelho e observou que a produção de metano era atribuída à atividade de microrganismos. No século XIX, Popoff, Van Senus e Omelianski encontraram que a metanogênese é um processo derivado do rompimento de material polimérico e que tinha dependência da temperatura (McCarty, 1982). Os primeiros reatores anaeróbios foram desenvolvidos ao final do século XIX e no início do século XX, sendo que o reator pioneiro da degradação anaeróbia foi o tanque séptico ou fossa séptica e o tanque imhoff.

O reator UASB teve grande sucesso na América Latina desde 1988 devido a sua eficiência e simplicidade operacional, sendo largamente empregado em países como Brasil, Colômbia e México. Na atualidade a tecnologia vem sendo aplicada em cidades com um número importante de habitantes como são os casos das ETEs: Serraria de Porto Alegre, Uberlândia em Minas Gerais, Cambuí em Campo Largo, Rio Frio em Bucaramanga do estado de Norte de Santander da Colômbia, que no ano de 1990 foi a ETE com tecnologia UASB maior do mundo, com uma capacidade de tratamento de 32000 m³/dia, composta por dois UASB de 3360 m³ cada um (Collazos Chávez & Díaz Báez, 2003).

Os reatores UASB estão sendo utilizados nas estações com tratamento aeróbio em substituição dos decantadores primários devido às vantagens oferecidas pelos mesmos. O reator UASB pode ser classificado como tratamento primário ou secundário. A eficiência de remoção em certos casos não atinge os padrões estabelecidos pela autoridade ambiental já que há deficiências operacionais, além disso, este tipo de processo é limitado na remoção de nutrientes, apresentando um desempenho quase nulo. Para atingir os objetivos de tratamento o reator UASB convencional deve ser complementado por sistemas aeróbios como o lodo ativado, filtros ou lagoas.

4.1.5.1. Aplicação e tendências

Os reatores anaeróbios têm sido empregados principalmente para a estabilização de lodos das estações de tratamento de esgoto. Com a passagem dos anos e com um conhecimento melhor da tecnologia a tendência do uso do reator anaeróbio para o tratamento de esgoto aumentou significativamente, com maior sucesso em países de clima tropical tais como Colômbia e México (PROSAB, 1999).

O reator UASB está sendo utilizado amplamente no tratamento de resíduos líquidos, especialmente como etapa inicial de tratamento nas estações de depuração de esgoto substituindo o decantador primário, visivelmente pelos benefícios que o reator anaeróbio apresenta.

A aplicação da tecnologia UASB para o tratamento de esgotos sanitários em países em via de desenvolvimento aumentou significativamente a partir das décadas de 80 e 90, superando o número de 2500 instalações industriais. No Brasil, o reator UASB é utilizado desde o início da década de 1980, sendo o Paraná o estado pioneiro na aplicação da tecnologia com mais de 200 unidades construídas (PROSAB, 1999). Até o ano 2001 constam registrados 1200 plantas, sendo os reatores UASB o sistema comumente utilizado entre os reatores de alta taxa, com mais de 1000 unidades (UASB) em escala real implantadas em todo o mundo (Tiwarý et al, 2006).

As pesquisas da tecnologia UASB na atualidade enfocam o estudo de suas limitações e desvantagens, procurando uma melhor compreensão do reator e a sua configuração. Igualmente o reator UASB tem sido testado em escala piloto e em escala real com diferentes combinações de tecnologias para avaliar o desempenho global do sistema.

Por exemplo, uma configuração com sucesso no tratamento de esgoto é o reator UASB seguido de reatores aeróbios de lodo ativado. Esta composição de tratamentos contribui na remoção da matéria orgânica biodegradável e de sólidos, de modo que, a fração remanescente no efluente é removida no reator aeróbio. Isso faz com que o tempo de detenção necessário para o tratamento aeróbio seja menor, diminuindo substancialmente o tamanho dos reatores e os requerimentos de energia para adicionar ar ao sistema. Outra vantagem que apresenta esta configuração é que o reator anaeróbio pode receber o lodo de excesso aeróbio para sua estabilização, diminuindo o volume de lodo para destinação final (van Haandel et al, 1994).

4.2 TIPOS DE REATORES

Existem reatores de biomassa em suspensão e reatores de biomassa aderida. Outra forma de classificação está relacionada à carga aplicada ao sistema, reatores de baixa taxa e reatores de alta taxa.

Uma forma de classificação mais completa dos reatores está baseada em seu processo evolutivo os quais incluem aqueles de primeira, segunda e terceira geração. Uma das diferenças principais dos reatores no processo evolutivo são a redução do tempo de detenção hidráulico (TDH) e também o contato entre o lodo e o substrato, o que significa que se têm reatores mais compactos, custos de investimentos menores, sistemas mais estáveis e com fácil operação (Díaz-Báez, 2002; van Haandel, 1994).

A última classificação é adotada neste documento para mostrar a evolução dos sistemas e os diferentes tipos de reatores anaeróbios desenvolvidos ao longo do tempo.

4.2.1 Reatores Anaeróbios de Primeira Geração

São conhecidos como reatores de baixa taxa sendo aqueles que têm o tempo de retenção celular igual ao tempo de detenção hidráulico. Uma das características dos reatores é a acumulação de biomassa como sedimento e apresenta um inadequado contato entre biomassa e substrato. Os principais sistemas desta classificação são:

4.2.1.1. Tanque séptico

São reatores geralmente subterrâneos, de forma prismática retangular ou cilíndrica e de fluxo horizontal. Sua aplicação é preferivelmente em zonas rurais ou afastadas carentes de rede pública coletora de esgoto sanitário. Os processos mais importantes desenvolvidos no tanque são a sedimentação, a flotação e a digestão.

As funções básicas do tanque séptico para o tratamento de esgoto doméstico são a separação gravitacional dos sólidos em suspensão no fundo do tanque e do material com menor densidade como as escumas e os óleos na parte superior. O lodo é acumulado no fundo onde sofre digestão parcial e liquefação. O excesso de

lodo deve ser extraído periodicamente para evitar problemas no desempenho do sistema. As escumas, graxas e óleos são capturados e acumulados na parte superior do reator onde se retiram com frequência para evitar a perda no efluente. O esquema do tanque séptico se apresenta na figura 4.2.

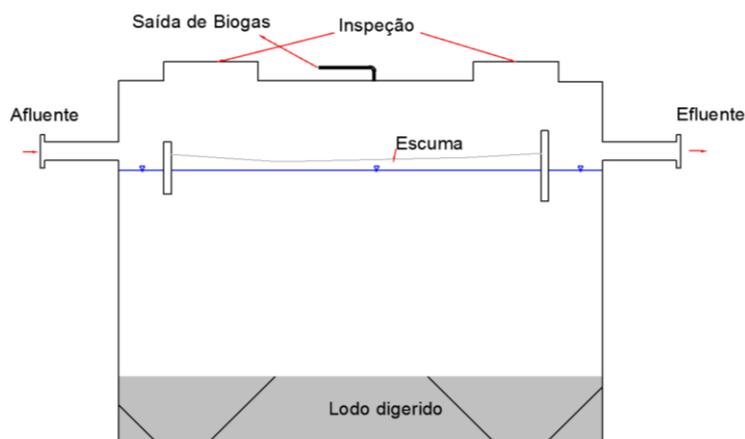


Figura 4.2 Esquema do tanque séptico de uma câmara
Fonte: PROSAB (1999).

4.2.1.2. Tanque Imhoff

O tanque Imhoff é usado principalmente como tratamento primário e sua finalidade é a remoção de sólidos suspensos. São reatores de operações simples e não requerem partes mecânicas. Geralmente o tanque Imhoff é de forma retangular e compõe-se de três compartimentos os quais incluem a câmara de sedimentação, câmara de digestão de lodo e área de ventilação e acumulação de escumas. O tanque Imhoff precisa de tratamento preliminar e de leito de secagem dos lodos retirados do tanque.

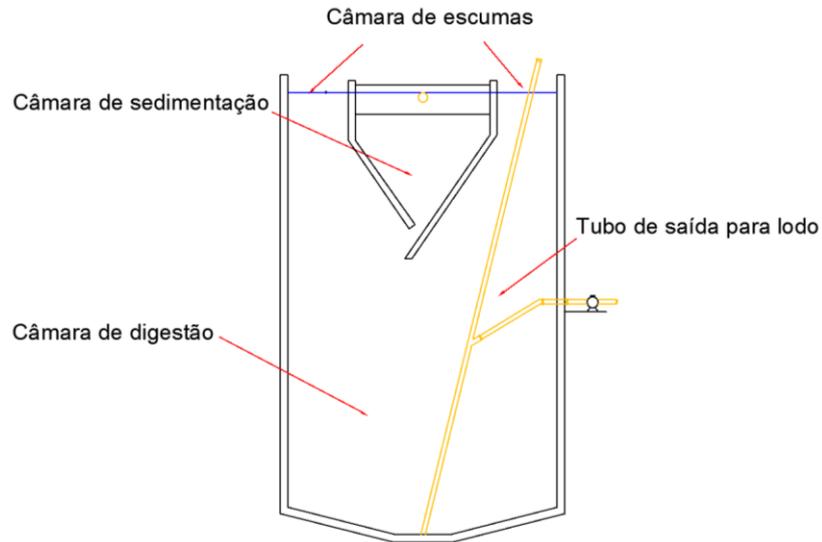


Figura 4.3 Tanque Imhoff
Fonte: OPS/CEPIS 2005.

4.2.1.3. Lagoa anaeróbia

O objetivo principal das lagoas é a redução do conteúdo de sólidos e matéria orgânica para obter um efluente com condições aptas para o despejo em uma fonte superficial. Uma das características das lagoas anaeróbias é o curto tempo de detenção hidráulico em comparação com a lagoa facultativa e de maturação. Geralmente as lagoas operam em série com lagoas facultativas e com lagoas de maturação. As vantagens das lagoas são o baixo custo de investimento inicial e a simplicidade na sua construção, além da facilidade operacional do sistema. Uma desvantagem é a necessidade de tratamento complementar para atingir os requerimentos dos órgãos ambientais. Os principais fatores ambientais que afetam o desempenho de lagoas anaeróbias são a temperatura, a precipitação, insolação e os ventos.

A lagoa anaeróbia é um reator de dimensões consideráveis, conseguinte, o requerimento de área é maior em comparação com unidades mais compactas (tanques sépticos, tanques Imhoff, filtro anaeróbio, etc.). Geralmente a lagoa tem uma profundidade de 2 a 5 metros, tempo de detenção hidráulico de 1 a 6 dias e a sua eficiência de remoção é da ordem de 50% a 60% para a DBO.

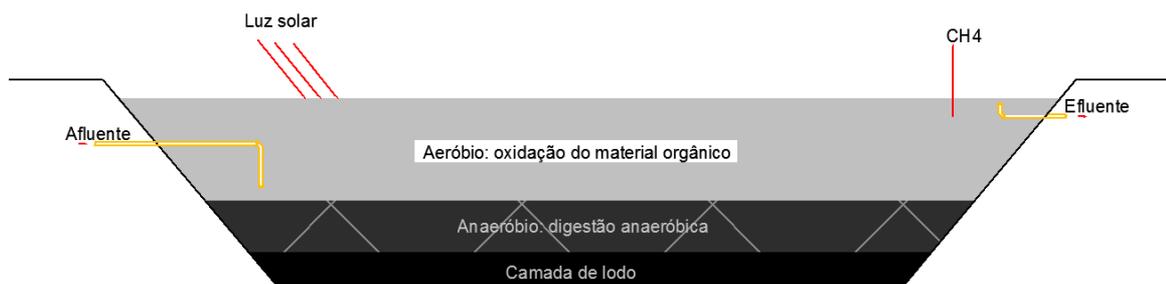


Figura 4.4 Esquema lagoa anaeróbia
Fote: PROSAB (1999).

4.2.1.4. Digestor convencional

Os digestores convencionais operam sob condições descontínuas, não possuem agitação interna o que gera condições de estratificação no tanque. No fundo encontra-se uma capa de lodo digerido, uma capa intermédia onde os sólidos sedimentam e uma capa superior de escumas e graxas. O digestor é um tanque simples e de fácil construção. Alguns modelos têm compartimentos internos horizontais ou verticais. A função específica do reator é reter e estabilizar os sólidos contidos nos esgotos. O digestor tem 5 zonas definidas basicamente em seu interior. A figura 4.5 apresenta o reator junto suas estratificações.

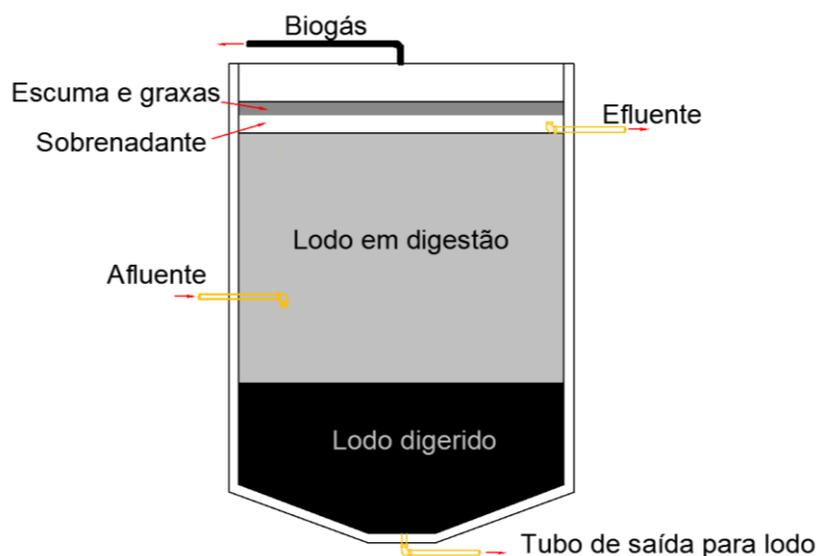


Figura 4.5 Digestor convencional

4.2.1.5. Digestor com mistura completa

O digestor com mistura completa é um tanque com características do digestor convencional. A diferença principal consiste em que o digestor apresenta um mecanismo de agitação interna que permite melhorar o contato entre a biomassa e o substrato, e uma etapa de pós-clarificação para retirar o sobrenadante do sistema e deixar só o material sedimentado. Recomendado para efluentes concentrados.

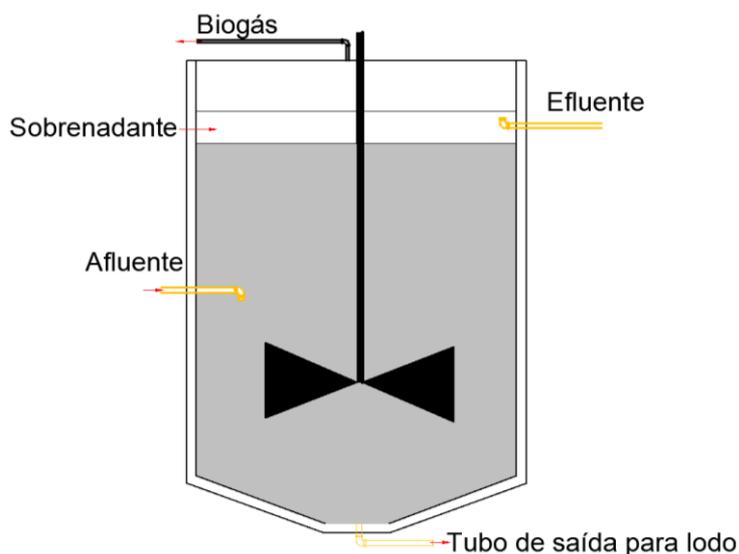


Figura 4.6 Digestor mistura completa

4.2.1.6. Contato anaeróbio

O digestor de contato tem incluída a recirculação do lodo para produzir um incremento da relação da idade do lodo e o tempo de retenção hidráulico, o que gera um processo mais estável e para assegurar uma quantidade de sólidos suspensos constante dentro do reator. A carga de sólidos aplicada ao sistema é maior que o digestor convencional. Este tipo de reator gera uma boa mistura interna pela circulação de biogás no interior do tanque e pela agitação mecânica.

O reator de contato é utilizado para o tratamento de águas residuais diluídas com cargas entre 2 e 7 kgDQO/m³d, TDH de 1 a 6 dias e uma taxa de recirculação de 80 aos 100%.

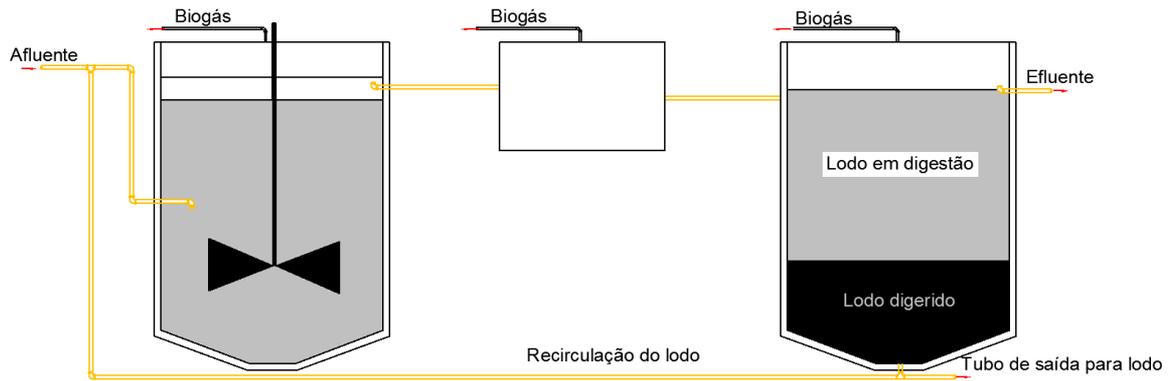


Figura 4.7 Contato anaeróbico

4.2.2 Reatores Anaeróbios de Segunda Geração

Os reatores de segunda geração caracterizam-se por ter mecanismos para detenção dos lodos, os microrganismos são detidos no tanque por meio de um suporte ou por ação da sedimentação em forma de grãos ou flocos mais densos. Nestes sistemas o tempo de detenção hidráulico é independente do tempo de detenção celular, sendo este um dos avanços mais importantes nos reatores anaeróbios.

Outro aspecto importante nos reatores de segunda geração é o melhor contato entre biomassa e substrato devido aos dispositivos de distribuição da água no interior do tanque. Os melhores expoentes deste grupo são o filtro anaeróbio e o reator de manta de lodos UASB.

4.2.2.1. Filtro anaeróbio

Reator com preenchimento fixo no interior do tanque, o meio suporte serve para o crescimento aderido dos microrganismos e para manter a biomassa dentro do reator. Ao longo dos anos depois do desenvolvimento da tecnologia, diferentes meios inertes tem sido testados como, por exemplo, anéis de polipropileno, brita, fragmentos de garrafas pets, etc. O escoamento do fluxo pode ser de forma vertical ascendente ou descendente, e o filtro não tem câmara de sedimentação. O biogás deve ter um sistema que permita o manejo e disposição final para evitar impactos ambientais negativos por maus odores.

O filtro anaeróbio é usado para o tratamento de águas residuais com matéria orgânica solúvel ou facilmente hidrolisável. A faixa recomendada de TDH esta entre 0,75 e 3 dias e carga orgânica entre 1 e 10 kgDQO/m³d. No filtro anaeróbio de fluxo ascendente a principal desvantagem é o acúmulo de biomassa no fundo do reator, podendo causar entupimento ou a formação de curtos circuitos (zonas mortas). A figura 4.8 mostra o esquema do filtro anaeróbio.

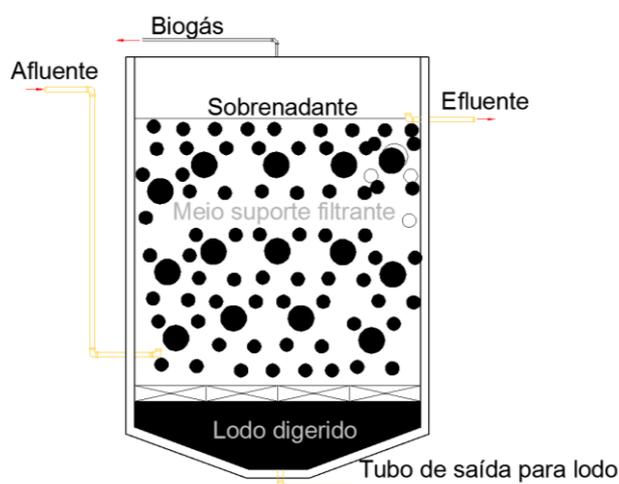


Figura 4.8 Filtro anaeróbio

4.2.2.2. Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo UASB

O princípio de funcionamento do reator UASB é gerar um leito e uma manta de lodo no interior do reator que serve para estabilizar a matéria orgânica quando ela escoe de forma vertical no tanque. A alimentação do sistema é de forma ascendente com velocidade ascensional da ordem de 0,6 a 0,9 m/h (Metcalf & Eddy, 1995).

O reator é utilizado para o tratamento de uma ampla variedade de efluentes industriais e esgoto doméstico. O TDH recomendado é de 0,25 a 2 dias. O UASB pode tratar efluentes concentrados e diluídos. A carga orgânica aplicada pode variar entre 10 a 20 kgDQO/m³d até valores máximos de 45 kgDQO/m³d reportados na literatura. O reator UASB não requer agitação mecanizada, sendo que o destaque principal na configuração do sistema é a sua estrutura de separação de fases em seu interior onde a campânula fornece uma forma eficiente para separar o biogás do líquido e dos sólidos. A figura 4.9 mostra um esquema de um reator UASB.

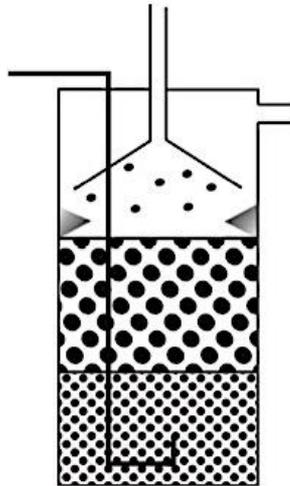


Figura 4.9 Esquema geral do reator UASB

4.2.3 Reatores Anaeróbios de Terceira Geração

Os reatores deste grupo também retêm os microrganismos em suportes ou em grãos compactos e densos, com a particularidade, que o suporte expande-se ou fluidifica com velocidades altas do fluxo. Em alguns casos para melhorar o contato entre os microrganismos e a biomassa se adicionam partículas de areia ou plástico que se expandem.

O resultado mais importante obtido durante o desenvolvimento dos reatores e sua evolução é a redução do tempo de detenção hidráulico de dias a horas.

4.2.3.1. Reator granular de leito expandido/fluidizado (EGSB)

Igual ao reator UASB o EGSB (expanded granule sludge blanket) é utilizado para o tratamento de diferentes tipos de água residual. A estrutura do reator EGSB é similar com o UASB. O desenvolvimento do reator de leito fluidizado ou expandido nasceu da necessidade de corrigir os problemas de funcionamento do reator UASB. As principais diferenças dos reatores são que o EGSB pode operar com velocidades ascensionais maiores que o UASB da ordem de 6 a 15 m/h, gerando uma expansão do leito maior melhorando o contato entre a biomassa e o substrato.

No reator EGSB a biomassa desenvolve-se sobre o meio suporte inerte suspenso no tanque, e o escoamento do reator pode ser ascendente ou descendente, no ultimo caso a densidade do material deve ser menor que a

densidade da água. Os reatores EGSB são de forma tubulares e sua altura comparada com um reator UASB é significativamente maior (PROSAB, 1999). A figura 4.10 mostra um esquema de um reator EGSB.

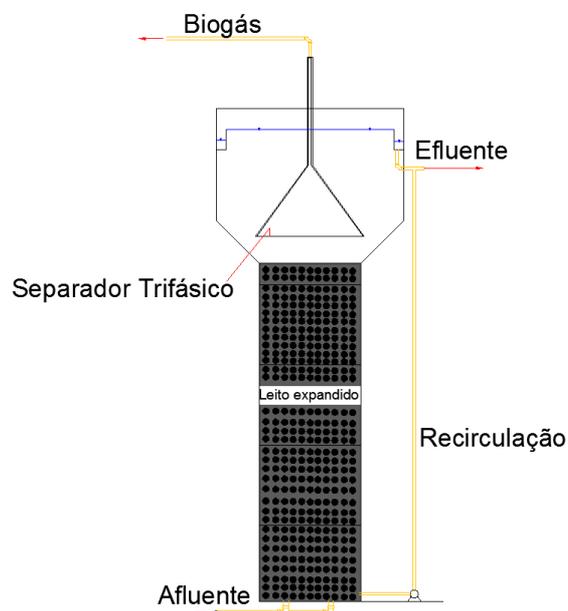


Figura 4.10 Esquema geral de um reator EGSB
Fonte: PROSAB, 1999.

4.2.3.2. Reator granular de leito expandido com recirculação interna

O reator anaeróbico com recirculação interna, conhecido como reator IC (internal circulation) dispõe de dois sistemas de separação das fases gás-líquido-sólido, um deles localizado na metade da altura do tanque, com velocidade ascendente maior que o UASB e o EGSB geralmente de 20 a 30 m/h. O biogás é coletado em tubulações até o topo do reator junto com uma mistura de água e sólidos. Na parte superior do reator encontra-se outro separador de fases que permite que o biogás seja capturado e o líquido e os sólidos retornados ao reator por ação da gravidade até o fundo do reator gerando turbulência e agitação no interior do tanque.

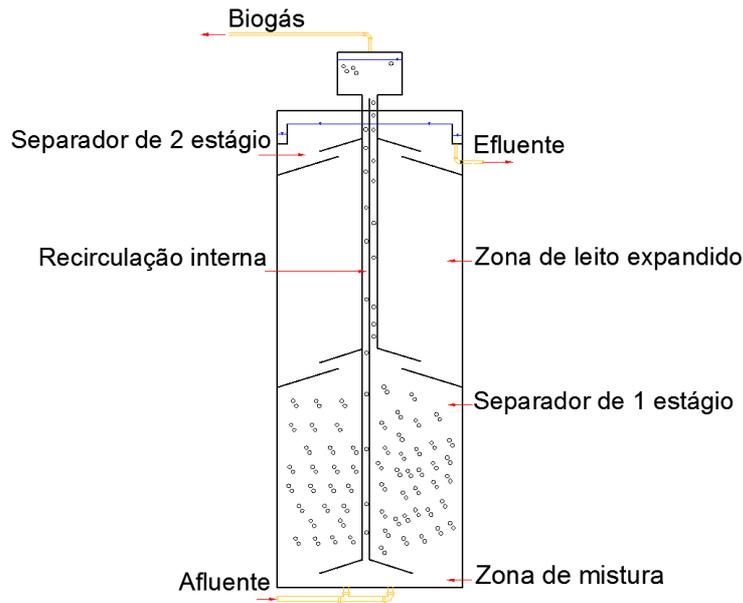


Figura 4.11 Esquema geral de um reator anaeróbico com recirculação interna
Fonte: PROSAB, 1999.

4.3 REATOR UASB

O reator UASB (upflow anaerobic sludge blanket) foi desenvolvido por o Professor Gatzke Lettinga e colaboradores nos últimos anos na década de 1970 na Universidade de Wageningen (Holanda), mas só foram operados oficialmente ao início dos anos de 1990 (Díaz-Bautista *et al.*, s.f.; Seghezzeo *et al.*, 1998). No Brasil as duas nomenclaturas propostas para padronizar o nome do tanque são: Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo e UASB (PROSAB, 1999).

O conceito principal dos reatores UASB é estabelecer um manto denso de lodo no fundo do reator por onde o fluido escoe ascendentemente. O afluente ingressa pelo fundo do reator mediante tubos de distribuição ou tubos uniformemente perfurados e escoa até a parte superior do reator onde se encontra uma estrutura de separação que permite que os lodos suspensos pelo fluido voltem ao manto ou leito do lodo (Jordão & Pessoa Arruda, 2009).

Esta estrutura serve também como separador trifásico onde o biogás formado ascende junto com as partículas floculentas ou granuladas que se aderem e batem com o fundo da estrutura servindo como placa desgaseificadora. O resultado é a liberação do biogás e os grãos ficam e sedimentam sobre o manto ou leito do lodo (Seghezzeo *et al.*, 1998; Massé & Masse, 2000; Metcalf & Eddy, 1995; PROSAB, 1999).

A manta de lodos do reator UASB desenvolve-se devido à acumulação dos sólidos suspensos no afluente que não sofrem hidrólise e ao crescimento dos microrganismos anaeróbios, portanto, os sólidos suspensos e os microrganismos vão também contribuir para a formação do manto do lodo do reator, o que permite a ocorrência dos processos biológicos anaeróbios. No manto de lodo a matéria orgânica é convertida em gás metano e em dióxido de carbono principalmente (Seghezzeo *et al.*, 1998; Moreno Moreno, 2006).

Os microrganismos dentro do reator anaeróbio se agregam naturalmente em flocos e/ou grânulos os quais tem boas características de sedimentação favorecendo que o lodo não seja levado para fora do reator. Quando a velocidade de sedimentação do lodo é baixa, consequência da partida de reatores anaeróbios pode gerar uma perda da biomassa no efluente (Seghezzeo *et al.*, 1998). A velocidade do fluxo deve ser tal que a manta de lodo não seja expandida em excesso para evitar a saída do lodo do reator. Autores recomendam velocidades de fluxo entre 0,6 e 0,9 m/h (Metcalf & Eddy, 1995).

Outros pesquisadores afirmam que esta velocidade pode ficar entre 1 e 1,25 m/h ou temporalmente até valores máximos de 2 m/h para lodos granulares, e de 0,8 m/h para lodos floculentos (Universidad del Valle *et al.*, 1989). Algumas experiências como os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia de efluentes da indústria da cerveja com lodo granular e floculento de Collazos Chávez & Díaz Báez, (2003) demonstram que os agregados floculentos têm melhor desempenho na produção de metano em menor tempo que o lodo granular. Segundo os autores o lodo floculento apresenta uma melhor adaptação ao substrato da cerveja, obtendo maior percentagem de biodegradabilidade nos testes realizados com o lodo granular e floculento.

Uma das diferenças que favorecem os lodos granulares é o fato de ter uma melhor sedimentação favorecendo que as cargas de fluxo aplicadas ao reator sejam maiores. A formação dos agregados no fundo do reator é importante para o sucesso da operação do reator UASB (Massé & Masse, 2000). Outro aspecto importante deste tipo de reator é que o fluxo do afluente e o biogás produzido da digestão anaeróbia provocam uma turbulência natural no reator promovendo um ótimo contato entre a biomassa e a água residual (Seghezzeo *et al.*, 1998; Metcalf e Eddy, 1995).

O reator UASB pode ter forma cilíndrica ou quadrada e o tempo de detenção hidráulico (TRH) depende da altura do reator. Para esgoto com teores de DQO de 3000 mg/L a altura do reator UASB esta na faixa de 5 a 7 m, com tempo de detenção de 5 às 7h (Universidad Del Valle *et al.*, 1989). Os mesmos autores indicam que para água residual com faixas de temperatura de 22 e 20°C os reatores podem ter TDH de 7 às 9h.

A figura 4.12 mostra uma representação esquemática de um UASB convencional com seus principais componentes estruturais internos, o reator UASB é na atualidade uma excelente alternativa para o tratamento da poluição ambiental em diferentes atividades indústrias e para o tratamento de esgoto doméstico, recomendando-se para este caso o uso de esgoto concentrado para um ótimo desempenho da tecnologia.

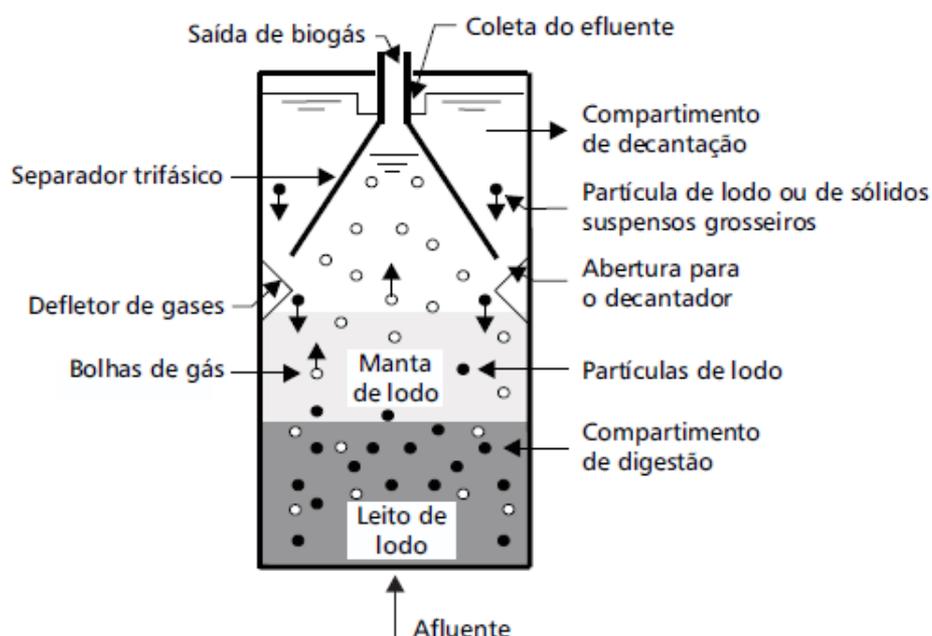


Figura 4.12 Esquema representativo dos reatores UASB
Fonte: PROSAB, 1999.

4.3.1 Especificações Técnicas De Operação

Entre as principais especificações técnicas para um ótimo funcionamento do reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo estão (Narnoli & Mehrotra, 1997):

- O afluente deve escoar desde o fundo do tanque até a parte superior. A velocidade deve ser adequada para permitir que a manta de lodo mantenha-se em suspensão em quase toda a altura do reator e para evitar perda da biomassa.
- O reator deve fornecer condições boas de contato entre a biomassa e o substrato, este fato é fundamental para um eficiente desempenho operativo do reator.
- O tipo de lodo biológico desenvolvido no reator depende das características das águas residuárias e das condições de operação. A formação da camada do lodo é rápida na zona de digestão, o lodo na região da manta deve ter uma alta atividade metanogênica específica e boas características de sedimentabilidade. A inoculação do reator é um fator que não condiciona o desempenho do mesmo.
- O biogás produzido na degradação anaeróbia deve ser coletado por o separador trifásico (gás-sólido-líquido) instalado na parte superior do tanque. Esta estrutura de coleta permite que o líquido fique com menor turbulência e que as partículas de lodo retornem para a zona de digestão. O movimento ascendente das bolhas de biogás gera condições de mistura no interior do reator junto com o fluxo de esgoto desde o fundo. O separador de fase favorece também o retorno do lodo pra manter elevada a capacidade de retenção de uma quantidade importante de biomassa ativa.
- Devem ser evitados os curtos-circuitos, as zonas mortas e os caminhos preferências do fluxo, de forma a garantir tempos de detenção suficiente para a estabilização da matéria orgânica.
- Fatores como o acúmulo de ácidos graxos voláteis, a queda do pH e da alcalinidade, perda de sólidos no efluente e mudança na produção e a composição do biogás o afetam bom desempenho do reator anaeróbio, podem segundo a magnitude, duração e frequência das perturbações causarem danos graves no processo de digestão anaeróbia como a inibição das bacterias metanogênicas.

4.3.2 Vantagens e Desvantagens

4.3.2.1. Vantagens do reator UASB

- Resistência a altas cargas orgânicas de curta (superiores a 30 kgDQO/m³d).
- O lodo anaeróbio pode ser preservado (sem alimentação) por longos períodos de tempo sem sofrer alterações.
- Baixa complexidade na operação e manutenção do sistema.
- Os processos da digestão anaeróbia, a sedimentação e a estabilização do lodo ocorrem no mesmo tanque, fato que permite que as estações sejam mais compactas. Não precisa de unidades adicionais.
- Baixa possibilidade de curtos circuitos, pontos mortos e obstruções devidas à ausência do recheio ou meio suporte.
- Efetiva separação de fases (biogás-líquido-lodo).
- Possibilidade de degradar compostos policlorados.
- Não requer recirculação do lodo devido à boa retenção da biomassa.
- O sistema não requer agitação mecânica.

4.3.2.2. Desvantagens do reator UASB

- As bactérias anaeróbias, principalmente as metanogênicas são sensíveis a substâncias tóxicas, sendo que no sistema anaeróbio a inibição pode-se apresentar por diferentes compostos.
- Alguns autores recomendam 3 ou 4 meses como período de partida e estabilização do reator, mas com uma boa inoculação do reator o tempo de partida e estabilização pode ser menor.
- O sistema pode ser sensível a quedas bruscas do pH e da temperatura.
- O sistema de alimentação do reator pode sofrer eventuais entupimentos.
- A manta de lodo pode ser lavada e sair do reator, gerando perda de biomassa ativa do sistema que pode afetar o desempenho do reator e entregando um efluente com alta carga de sólidos para a unidade subsequente de tratamento.
- Contribuição de gases efeito estufa no ambiente pelo não aproveitamento e liberação do biogás gerado na digestão anaeróbia.
- Porcentagem de CH₄ que sai do sistema na fase líquida.

4.4 REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO (RAnH)

Wu et al., (1987) relata que os primeiros reatores operando de forma combinada foram desenvolvidos por Maxham e Wakamiyano ano de 1981 e que o reator desenvolvido pelos pesquisadores possuía uma manta de lodo na parte inferior e recheio na parte superior. A partir daquele ano, diferentes pesquisadores (Guiot et al., 1984; Elmitwalli et al., 1999; Wu et al., 2003; Stanford e Kato, 2003; Passig, 2005) adiantaram trabalhos procurando conhecer os fenômenos ocorridos no interior do reator com está nova configuração.

A mistura destas duas tecnologias anaeróbias potencializa as vantagens dos dois sistemas e minimiza as desvantagens que elas apresentam (Kennedy & Guiot, 1986). Nesta configuração proposta por Maxham e Wakamiya e Guiot, o fluido a ser estabilizado por degradação anaeróbia escoava de forma ascendente desde o fundo do reator, onde passa por meio de um leito denso do lodo localizado no fundo do tanque e ascende através da manta de lodo até a parte superior do reator, assim o fluido encontra-se com um meio de suporte fixo.

No meio fixo a biomassa é retida para estabilização no reator e para melhorar as características do efluente. Geralmente no reator UASB a biomassa ativa sai do sistema no efluente sem ser estabilizada podendo afetar o desempenho global do reator e podendo também comprometer unidades de tratamento posteriores. Desta maneira, pela retenção da biomassa no leito fixo e na câmara ascendente de manta de lodo o RAnH tem a vantagem de acumular um alto conteúdo de biomassa melhorando a quantidade de microrganismos ativos ao interior do reator indicando em teoria uma possível melhora no desempenho operacional.

Os reatores híbridos que combinam biomassa floculada e fixa estão sendo reconhecidos e aplicados amplamente no mundo devido ao sucesso nos resultados obtidos das pesquisas desenvolvidas testando diferentes configurações. Segundo Oktem *et al*, (2007) a utilização de reatores híbridos combinando o reator UASB e o filtro anaeróbio pode ser uma opção preferencial no trato de efluentes com características diversas.

Gonçalves (2012) estudou o desempenho de um reator anaeróbio híbrido combinando um UASB e um filtro anaeróbio aplicado ao tratamento de águas residuárias da suinocultura. O reator RAnH foi construído de forma cilíndrica com um

diâmetro de 2,38 m e um volume total de 10 m³. O material de recheio empregado na pesquisa foi espuma de poliuretano em cubos com porosidade aproximada a 0,93 m³/m³ e o volume ocupado pelo material inerte foram de 3 m³. O RAnH foi operado por 250 dias com três cargas orgânicas volumétricas diferentes 0,88, 1,35, e 2,62 KgDQO/m³d. Os melhores resultados obtidos na pesquisa para os parâmetros de controle do processo foram obtidos com a aplicação das duas cargas orgânicas volumétricas maiores, não apresentando diferenças significativas entre elas, o que viabiliza o uso desta tecnologia com cargas orgânicas elevadas. Em geral o desempenho do reator foi estável e satisfatório para as condições testadas, a remoção média de DQO total foi de 42, 72 e 73%, de DBO 75 e 78% para as duas cargas maiores e a remoção de sólidos totais foram de 31, 60 e 58%.

Passig e Campos (2004) testaram um reator anaeróbio híbrido e um reator UASB tratando esgoto sanitário. A configuração do reator RAnH tem como base o sistema UASB combinando um meio suporte na parte inferior sobre as calhas de coletas de biogás. Os reatores experimentais tinham forma quadrada e um volume de 18,8 m³ para cada um. Os reatores foram operados 200 dias com TDH de 6 h. Uma das condições operacionais avaliadas nos reatores foi o aumento da velocidade ascensional, 0,78 m/h na inicial e nas seguintes fases de 1,17 m/h, 1,56 m/h, e de 1,96 m/h. O meio suporte empregado no reator híbrido foi de anéis de polietileno. Segundo os autores os reatores atingiram o estado de equilíbrio aos 80 dias de operação, a remoção média de DQO foi de 84% e 85% e de DBO de 87% e 91%, para o UASB e para o RAH, respectivamente. Durante o teste do incremento da velocidade ascensional o reator de melhor resposta a esta variação de operação foi o reator híbrido. Os resultados indicaram que os reatores apresentaram desempenho e estabilidade semelhante depois de atingir o estado estacionário e que o reator anaeróbio híbrido teve maior retenção da parcela de sólidos evitando a perda e aumentando a eficiência de remoção.

Da Silva (2014) estudou o desempenho de um reator anaeróbio híbrido de leito fixo e manta de lodo tratando esgoto sanitário. Na fase I do estudo o reator foi operado como um UASB com TDH de 8,8 e velocidade ascensional de 0,63 m/h, avaliando-se as eficiências de remoção de matéria orgânica nestas condições. Na fase II, o reator anaeróbio UASB foi modificado introduzindo 5,0 m³ de material suporte no leito reacional de lodo, o material de recheio foi de geometria cilíndrica de

poliuretano envolta por uma estrutura rígida de polipropileno (Biobob®). Na fase II o reator híbrido foi operado variando a vazão de alimentação conseqüentemente modificando posteriormente o TDH de operação, inicialmente o reator operou com TDH de 7,4 h até atingir um TDH de 3,9 h, com velocidades ascensionais de 0,66 m/h e 1,25 m/h.

Mesmo submetendo o reator híbrido a sobrecargas hidráulicas este apresentou melhor desempenho na remoção de DQO e SST comparando-o com o reator UASB em condições similares de operação. O acréscimo que apresentou o reator híbrido em desempenho operacional comparado com o UASB foi de 18% e 30% para DQO e SST. Os melhores resultados obtidos no estudo foram conseguidos aplicando-se TDH de 5,2 h e velocidade ascensional aparente de 0,94 m/h, apresentando eficiências na remoção de DQO e SST de $61\pm 16\%$ e $72\pm 16\%$ respectivamente com uma CHV de $4,1 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{d}$ quase o dobro da aplicada no reator UASB. Os resultados obtidos mostram a viabilidade do uso da tecnologia híbrida para o tratamento de águas residuárias diluídas e com alto conteúdo de sólidos em suspensão, características próprias do esgoto sanitário.

Kennedy e Guiot (1986) comparando o desempenho de um reator UASB com um reator anaeróbio híbrido (RAnH) tratando água sintética, obtiveram um melhor desempenho na remoção de DQO no RAnH da ordem de 96% quando comparado com o UASB de 83%.

Elmitwalli e colaboradores (2000) testaram um reator UASB e dois reatores híbridos tratando esgoto sanitário pré-tratado à temperatura de 13°C, os reatores anaeróbios híbridos tinham espuma de poliuretano como material suporte, obtiveram um ganho de 4% na eficiência média de remoção de DQO total no reator híbrido em comparação a obtida no reator UASB da ordem de 60% DQO.

4.4.1 Estrutura e Configuração

Uma das configurações mais comuns de reatores híbridos são a combinação de um reator de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) na parte inferior e um filtro anaeróbio (FA) na parte superior do tanque, o reator é preenchido com um meio de retenção de biomassa sintético, usualmente utiliza-se anéis de polietileno, espuma de poliuretano ou qualquer material que forneça uma boa porosidade. Na figura 4.13

se mostra um esquema do reator anaeróbio híbrido (RAnH), observa-se que o afluente escoa pela parte inferior e que o efluente deixa o reator na parte superior, o separador trifásico pode-se situar antes do meio filtrante ou em cima dele, a camada de lodo fica na parte inferior do reator aonde a concentração de biomassa é mais densa.

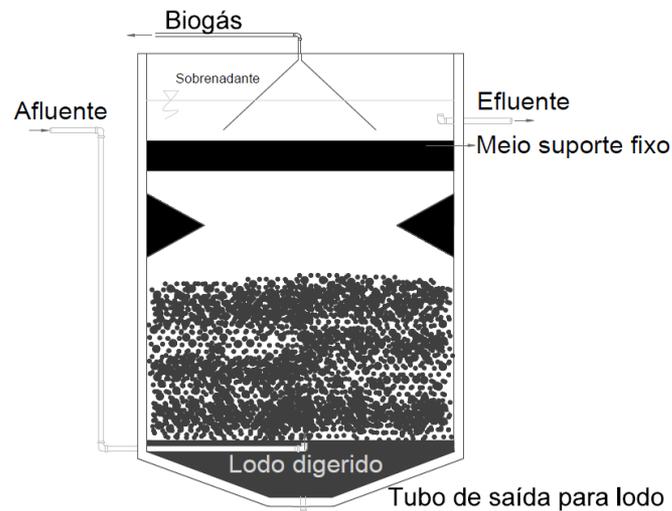


Figura 4.13 Esquema geral do reator anaeróbio híbrido (RAnH)

Os reatores anaeróbios híbridos podem ter varias formas e diferentes configurações. Kumar (2008) operou um reator anaeróbio híbrido misturando em um único reator, um UASB e um reator anaeróbio de leito fluidificado tratando um efluente de aglomerado industrial. O reator híbrido tinha um volume de 8 m^3 , TDH de 6 h, e carga orgânica volumétrica total (CV_i) de $2,08 \text{ kg DQO/m}^3 \text{ d}$, Sendo a eficiência de remoção obtida nesta pesquisa de 94% para DQO.

El-Kamah (2011) trabalhou com um reator anaeróbio híbrido multi-estágio composto por um reator UASB e um reator DHS (down-flow hanging sponge) tratando um efluente da indústria de desidratação de cebola. O sistema foi operado com um TDH de 9,4 h e carga orgânica volumétrica total (CV_i) de $2,8 \text{ kg DQO/m}^3 \text{ d}$. O sistema combinado tinha um volume de 9.1 m^3 , a eficiência de remoção obtida pelo reator híbrido foi de 92% para DQO.

4.4.2 Vantagens e Desvantagens

As vantagens e desvantagens dos reatores anaeróbios híbridos estão sendo descobertas e consolidadas com os resultados das diferentes pesquisas feitas ao

longo do tempo desde seu desenvolvimento até a atualidade, porém, é uma necessidade continuar estudando a tecnologia para ter mais informações que permitam avançar no que se conhece até hoje do reator anaeróbio híbrido e no que ainda falta por conhecer.

Portanto, diversas vantagens podem ser atribuídas aos sistemas anaeróbios híbridos segundo os resultados obtidos na sua aplicação no tratamento de águas residuárias. Uns dos aspectos mais atrativos da tecnologia é o baixo custo de investimento comparado com outras tecnologias anaeróbias e aeróbias, essa economia na tecnologia é evidente quando no caso de unidades combinadas (UASB e FA) em um único reator que geram estruturas mais compactas, de volume menor e com menor quantidade de material suporte.

Outras das vantagens do RAnH são as referentes à digestão anaeróbia que apresentam: menor produção de lodo na estabilização da matéria orgânica, maior fração de remoção da matéria orgânica sem consumo de energia e obtenção com possibilidade de utilização do biogás obtido da conversão da matéria orgânica biodegradável.

Uma das vantagens atribuídas aos reatores híbridos é devida ao uso do material suporte no meio ou na parte superior do tanque o que ajuda a melhorar e manter a concentração da biomassa metanogênica no interior do reator, de igual maneira serve para a retenção da biomassa que é lavada pelo movimento ascensional do biogás e o afluente evitando assim sua saída e melhorando as características do efluente, além disso, o material suporte permite a separação dos gases e sólidos. De acordo com Iwai e Kiato (1994) o biofilme desenvolvido no meio fixo proporciona as seguintes vantagens: i. star-up em menor tempo; ii. Maior capacidade de remoção compostos de difícil decomposição; iii. Maior tolerância a choques de temperatura e carga, iv. Ganho de eficiência para águas residuárias com baixa concentração de substrato.

Elmitwalli e colaboradores (2000) afirmam que o material suporte, presente na parte superior do reator RAnH, melhora a remoção das partículas coloidais tanto por filtração quanto por floculação. Os pesquisadores também observaram que os microrganismos anaeróbios possuem a característica de agregarem-se formando flocos ou grânulos, produzindo com isto substâncias poliméricas extracelulares que ajudam na biofloculação e bioadsorção das partículas coloidais.

Algumas desvantagens são atribuídas aos reatores anaeróbios híbridos sendo quase as mesmas que dos reatores anaeróbios de alta taxa, por exemplo, geração de maus odores, corrosão de estruturas internas ou externas próximas ao tanque, baixa capacidade do sistema para suportar cargas tóxicas. Outras limitações do RAnH são a necessidade de programar um sistema de pós-tratamento depois do reator anaeróbio para atingir principalmente padrões de emissão de nutrientes, e o entupimento do meio filtrante no reator o qual complica um pouco a operação do sistema.

Até o momento tem se testado diferentes reatores de alta taxa tipo UASB e híbridos em escala real aplicados ao tratamento de esgoto sanitário alcançando bons resultados. Na Tabela 4.1 são apresentados os resultados de experiências com reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário.

Tabela 4. 1 Parâmetros operacionais e desempenho de sistemas anaeróbios tratando esgoto sanitário

Referência	Reator	Temp. (°C)	CHV (m ³ /m ³ .d)	TDH (h)	U _A (m/h)	EDQO (%)	EsST (%)
Lettinga et al. (1983)	UASB	8-20	2,0	12	0,17	65-85	-
de Man et al. (1988)	UASB	8-20	2,0	12	0,17	65-85	-
Oliva, L. C. H. V. (1997)	UASB	>20	3,0	8,0	0,56	71-83	71-85
Florêncio et al (2001)	UASB	30	2,5	9,7	-	67	61
von Sperling et al. (2001)	UASB	30	6,0	4,0	-	85	-
Kalongo et al. (2001)	UASB	25-35	1,4	2,4	1,25	54	51
Pontes, P. P. (2003)	UASB	18-25	4,4	5,6	1,0	74	78
Aiyuk et al. (2004)	UASB	33	2,4	10	1,0	55-60	-
Leitão, R. C. (2004)	UASB	12-20	4,0	6,0	0,64	59	76
Passig, F. H. (2005)	UASB	24	-	6	0,78	84	77
Pimenta, M. (2005)	UASB	25	-	8-10	0,50	75	83
Carvalho, K. Q. (2006)	UASB	20-25	3,0	8,0	0,26	58	-
de Almeida et al. (2009)	UASB	20-25	3,1	7,7	0,59	65	70
Araujo, T. L. (2014)	UASB	27	2,7	8,8	0,63	61	60
Elmitwalli et al. (2002)	RALF ^a	13	6,0	4,0	0,53	81	-
Araujo Jr et al. (2013)	RALF ^a	26	6,7	3,0	0,56	65	69
Elmitwalli et al. (2002)	RAnH ^b	13	3,0	8,0	0,29	64	-
Passig, F. H. (2005)	RAnH ^b	24	-	6	0,78	85	70
Pimenta, M. (2005)	RAnH ^b	25	-	8-10	0,50	78	88
Araujo, T. L. (2014)	RAnH ^b	27	5,5	3,9	1,25	55	63

^a RALF: Reator Anaeróbio de Leito Fixo

^b RAnH: Reator Anaeróbio Híbrido (UASB + FA), FA: Filtro Anaeróbio

^c RAH: Reator Anaeróbio Híbrido (FA + UASB), FA: Filtro Anaeróbio

Fonte: Tomado e adaptado de Araujo, 2014.

4.5 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E CONTROLE DOS REATORES ANAERÓBIOS

A boa operação dos reatores anaeróbios está baseada no monitoramento de vários parâmetros operacionais, os quais estão relacionados com a água residual, o lodo, o reator, o contato entre a biomassa e o substrato, e a distribuição do lodo no interior do sistema, produção de biogás, composição do biogás, etc. As informações fornecidas pelos parâmetros permitem estabelecer condições operacionais de tipo temporal e espacial em cada um dos reatores anaeróbios.

4.5.1 Vazão (Q)

A vazão é um parâmetro físico importante para estabelecer a velocidade superficial do fluido que escoar no interior do reator. A velocidade ascensional depende diretamente da vazão, condicionando assim a sedimentação do lodo e a retenção da biomassa.

O incremento da vazão gera um aumento da carga hidráulica aplicada ao reator, submetendo o reator a uma sobrecarga que pode gerar um desequilíbrio e perda das condições de estacionárias do reator anaeróbio.

Outro aspecto importante que depende da vazão é o tempo de detenção hidráulico, por exemplo, se o tempo de detenção é baixo a matéria orgânica não será estabilizada nem digerida, por este motivo o desempenho operacional do reator vai diminuir de forma considerável e não atingindo os objetivos estabelecidos.

4.5.2 Tempo De Detenção Hidráulica (TDH)

Uma definição de tempo de detenção hidráulica (TDH) é o tempo médio que um elemento de volume permanece no interior do reator antes de sair do sistema. Em processos de digestão anaeróbia o TDH é fator importante do projeto e de operação, além de outros fatores que incidem no processo.

Um avanço significativo no tratamento anaeróbio foi às novas configurações de reatores que permitiram a separação do tempo de detenção hidráulico e do tempo de retenção celular, os reatores anaeróbios de alta taxa melhoraram o

funcionamento operacional do sistema permitindo que, o líquido permaneça dentro do reator por períodos inferiores do que biomassa, geralmente o líquido fica dentro do reator algumas horas, em reatores UASB é de 4,8 h mínimo (Campos J. R., 1999), e a biomassa pode permanecer dentro do reator dias, meses ou até anos dependendo do tipo de reator anaeróbio.

O TDH na digestão anaeróbia deve permitir que haja um balanço microbiano entre o rápido crescimento das bactérias acidogênicas e o crescimento lento das arqueias metanogênicas, principalmente o grupo das acetoclásticas, o que permite que os reatores anaeróbios atinjam as eficiências projetadas. Por isso é importante ter um TDH não tão baixo para evitar que o substrato do afluente saia do sistema sem ter contato suficiente com a biomassa, ou TDH demasiado alto e com biomassa retida no reator mais tempo que o necessário (Feng *et al.*, 2009).

O TDH pode ser entendido como:

$$TDH = \frac{V}{Q} \text{ (Equação 4.1)}$$

Em que:

TDH = Tempo de detenção hidráulica (d)

V = Volume útil do reator (m³)

Q = Vazão (m³/d)

4.5.3 Carga Hidráulica Volumétrica (CHV)

A carga hidráulica volumétrica define-se como a quantidade (volume) de afluente aplicado diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo (m³/m³d). A CHV equivale ao inverso do TDH do reator, por isso quando o TDH é alto a CHV será menor. A CHV tem influência no sistema, ela ajuda na mistura do reator permitindo um ótimo contato entre os microrganismos e o substrato, de igual forma. A CHV permite retirar a biomassa com características de sedimentação deficiente, gerando condições para o desenvolvimento de nova biomassa que vai substituir a biomassa arrastada para fora do reator.

No caso de reatores UASB, estudos experimentais demonstraram que a CHV não deve exceder o valor de 5 m³/m³d. Projetos com valores superiores de CHV podem prejudicar o funcionamento do reator, provocando entre outras coisas perda excessiva de biomassa, redução do tempo de residência celular, lodo com

características baixas de estabilização e uma alta possibilidade de falha do sistema causado por desequilíbrio da biomassa ao interior do reator. A CHV é expressa matematicamente como:

$$CHV = \frac{Q}{V} \text{ (Equação 4.2)}$$

Em que:

CHV = Carga hidráulica volumétrica (m^3/m^3d)

Q = Vazão (m^3/d)

V = Volume útil do reator (m^3)

4.5.4 Carga Orgânica Volumétrica (COV)

Carga orgânica volumétrica (COV) se define como a quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada ao reator diariamente por unidade de volume do mesmo. O parâmetro COV é de grande importância para os reatores UASB. A matéria orgânica pode ser expressa em termos de DQO ou DBO do afluente, a COV é definida como:

$$COV = \frac{Q \times C}{V} \text{ (Equação 4.3)}$$

Em que:

COV = Carga orgânica volumétrica (kg/m^3d)

Q = Vazão (m^3/d)

C = Concentração de DQO ou DBO do afluente (kg/m^3)

V = Volume útil do reator (m^3)

Em estações de tratamento de esgoto a carga orgânica aplicada é inferior a 15 kgDQO/ m^3d . Quando o sistema é exposto a choques ou altas cargas orgânicas aplicadas o reator pode sofrer desequilíbrios entre os diferentes microrganismos que interferem na digestão anaeróbia, levando o reator à predominância da fase ácida sobre a metanogênica, perdendo eficiência na remoção de sólidos orgânicos e suspensos. Diversos estudos testaram o desempenho do reator UASB exposto a altas cargas orgânicas aplicadas com bom sucesso nos resultados (Young, 1991; Campos et al., 2005; Pereira et al., 2009).

Para afluentes com elevada carga orgânica (industriais), o volume do reator é definido pela COV aplicada, no caso de esgoto doméstico onde a concentração de matéria orgânica é menor, o volume do reator é calculado com a CHV.

4.5.5 pH

O pH representa concentração hidrogeniônica e pode ser considerado como acidez instantânea ou efetiva, sendo que nos processos anaeróbios o pH ideal situa-se na faixa 6.5 a 7.5. No processo de degradação anaeróbia existem diversos tipos de bactérias metanogênicas e acidogênicas, sendo que o estabelecimento de um equilíbrio ecológico entre espécies de microrganismos anaeróbios é de essencial importância para a eficiência do sistema de tratamento.

Os diferentes grupos bacterianos apresentam níveis de atividade satisfatórios a pH neutros, por exemplo, os grupos hidrolíticos na faixa de 7,02 a 7,4. Os acetogênicos na faixa de 6,5 e 7,5. As baterias metanogênicas diminuem sua atividade se o pH aumenta de 7,8 ou quando cai de 6,3. O pH recomendado para a digestão anaeróbia é na faixa do neutro de 6 a 8,5.

Quando as bactérias metanogênicas estão continuamente sobrecarregadas de matéria orgânica no afluente o reator apresenta uma queda do pH no sistema, provocando uma acidificação no reator com um efluente de pH entre 4,5 e 5.

4.5.6 Temperatura

A eficiência dos processos de digestão anaeróbia tende a decrescer com temperaturas abaixo de 15°C. A temperatura afeta a atividade dos microrganismos, além disso, também pode determinar a quantidade de energia produzida e na relação pH-alcalinidade. Os microrganismos são classificados dentro de categorias com base na temperatura ideal no intervalo na qual as espécies são capazes de crescerem e se metabolizarem (Lettinga et al., 2001). Os ambientes anaeróbios em relação à temperatura podem subdividir-se em três categorias: faixa psicrófila (0 e 20°C), faixa mesófila (20 e 45°C) e a faixa termófila (45 e 60°C). Mudanças acentuadas da temperatura no interior do reator podem gerar problemas críticos de

desequilíbrio operacional podendo inclusive levar a perda completa da flora microbiana metanogênica.

Chernicharo (2007) menciona que a formação do metano pode ocorrer numa faixa ampla de temperatura, de 0 a 90 °C. Dois níveis ótimos de temperatura têm sido associados à digestão anaeróbia, um na faixa mesófila e outro na faixa termófila. Van Haandel e Lettinga (1994) distinguem uma região de digestão mesofílica, abaixo de 45°C, e uma região termofílica acima desta temperatura. Geralmente o projeto dos reatores anaeróbios tratando esgoto diluído é feito na faixa mesofílica.

4.5.7 DQO

A DQO mede a quantidade equivalente de oxigênio necessário para oxidar quimicamente as substâncias orgânicas e presentes no afluente. Este parâmetro utiliza-se para estimar o conteúdo orgânico dos afluentes. A oxidação no laboratório é feita com um agente oxidante forte em um meio ácido. A determinação deste parâmetro tem uma importância ambiental, pois, permite caracterizar o efluente e dar uma medida do grau de contaminação. ADQO também ajuda na escolha da tecnologia mais apropriada para estabilizar o efluente. O parâmetro DQO permite avaliar o desempenho operacional do reator anaeróbio em termos de matéria orgânica total removida no sistema.

4.5.8 DBO

É um parâmetro estimativo da quantidade de oxigênio requerido para estabilizar os materiais orgânicos biodegradáveis por uma população heterogênea de microrganismos. É um parâmetro utilizado por anos que pode ter diferentes limitações como, por exemplo, a presença de substâncias tóxicas na amostra que afetem os resultados das análises. Este parâmetro é utilizado para determinar o tipo de poluentes que estão presentes no efluente e para definir o tipo de tecnologia que pode ser implementada para o tratamento desta água residual. Igual a DQO a DBO serve para quantificar a eficiência de remoção de matéria orgânica biodegradável no sistema de tratamento.

4.5.9 Alcalinidade

A alcalinidade é uma medida da capacidade da água ou de uma solução aquosa para neutralizar ácidos. Esta capacidade tampão é vital para os processos de digestão anaeróbia já que neutraliza eventual produção de ácidos graxos (acético, propiônico, butírico) em excesso. A forma de alcalinidade de interesse para os processos anaeróbios é a alcalinidade de bicarbonatos, a qual é a principal fonte de capacidade tampão na faixa de pH neutro.

A alcalinidade é devida principalmente à presença de íons bicarbonato e carbonato. A relação de acidez volátil e alcalinidade (AV/AL) podem indicar um desbalanceamento no sistema de digestão anaeróbia. Normalmente esta relação não deve superar a faixa de 0,1 e 0,3, uma relação de 0,4 indica possível instabilidade do processo de digestão anaeróbia e para valores acima de 0,8 indica um provável colapso do processo (Souza, 1984).

4.5.10 Ácidos Graxos Voláteis (AGVs)

Os ácidos graxos voláteis (ácido acético, propiônico, butírico) são os produtos intermediários mais importantes do processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica degradável (Smith, 1973). Um acúmulo elevado dentro do sistema pode provocar um decréscimo do pH se o sistema não tiver capacidade tampão (alcalinidade) adequada para neutralizar os ácidos acumulados.

Os AGVs desempenham um papel importante no monitoramento e no controle de reatores anaeróbicos, mostrando uma resposta rápida nas alterações no sistema, por exemplo, no caso de sobrecargas orgânicas (Ahring et al., 1995), ou, no caso da introdução de um tóxico. O aumento em sua concentração está relacionado com a diminuição da produção de biogás (Hill et al., 1987).

A um pH em torno de cinco, os ácidos graxos voláteis estarão dissociados em aproximadamente 50%. Uma concentração de ácido acético e ácido propiônico na forma desassociada de 16 e 6 mgDQO/L, pode causar 50% de inibição da atividade metanogênica (Zegers, 1987). A presença de ácidos graxos voláteis em sua forma não ionizada em um pH inferior a 6 pode causar uma severa inibição das bactérias metanogênicas. Um limitante deste parâmetro de controle é o tempo de resposta do

problema, pois a medição dos AGVs indica o possível desbalanceamento após o mesmo ter ocorrido no sistema.

4.5.1 Técnicas de Análises de AGVs

Existem diversos métodos para a medição dos ácidos graxos voláteis, entre os mais comuns estão os de separação cromatográfica, destilação e titulométricos. O emprego de cada um depende da disponibilidade em certos casos de equipamentos especializados e de pessoal qualificado o que representaria altos custos operativos de controle de processos (Cavalcanti & van Haandel, 2000). Os métodos titulométricos são muito utilizados devido até hoje devido a sua simplicidade metodológica e aos baixos requerimentos tecnológicos.

A seguir é apresentada descrição sumarizada dos métodos avaliados nesta pesquisa:

Método de DiLallo & Alberston (D&A 1961): foi o primeiro método proposto para medir AGV, sendo largamente aplicado devido a sua simplicidade analítica, pois requer equipamentos de laboratório simples e pelo curto tempo para obtenção de resultados. O método proposto pelos autores considera que os bicarbonatos e os ácidos voláteis representam a maior parte da alcalinidade total. O processo é baseado na titulação acidimétrica da amostra com uma solução de H_2SO_4 até o pH 3,3. Depois da titulação ácida se faz a retirada do dióxido de carbono (CO_2) devido que neste pH as espécies carbônicas encontram-se principalmente presentes como CO_2 . A retirada do CO_2 foi por aquecimento da amostra 75 ± 5 °C por três minutos. As amostras são resfriadas em banho de gelo até atingir a temperatura ambiente. Em seguida as amostras são tituladas com solução de NaOH até o pH 4 inicialmente, prossegue-se a análise com a titulação entre o pH 4 e pH 7 considerando o volume gasto para o cálculo da alcalinidade a ácidos voláteis (AGV) com a equação 4.1.

$$AGV \left(mg \frac{CH_3COOH}{l} \right) = \frac{V_{NaOH-pH\ 4\ a\ 7} * N_{NaOH} * 60000}{V_{Amostra}} \quad \langle Eq. 4.1 \rangle$$

Método de DiLallo & Alberston Modificado (D&AM): é idêntico que o método anterior, somente diferindo no fator de conversão usado para o cálculo dos AGVs a

partir da medição da alcalinidade a ácidos voláteis (AAV). Neste método é adotado um fator de 1,2 que corresponde á conversão da alcalinidade em mgCaCO₃/L em mgCH₃COOH/L de AGV. A modificação no método inicial assume que na medição dos AAV só o 85% corresponde a AGVs, assim o fator de conversão adotado no método DiLallo & Alberston Modificado é igual a 1,41 (1,2 x. (1/0,85)). O cálculo do valor de AGV pelo método modificado emprega as equação 4.2 ou 4.3.

$$AGV \left(mg \frac{CH_3COOH}{l} \right) = \left(\frac{V_{NaOH-pH\ 4,7} * N_{NaOH} * 50000}{V_{Amostra}} \right) * 1,41 \langle Eq. 4.2 \rangle$$

$$AGV \left(mg \frac{CH_3COOH}{l} \right) = AAV * 1,41 \langle Eq. 4.3 \rangle$$

Método Kapp (1984): o método requer três pontos de titulação acida (pH 5, 4,3 e 4) desde o pH inicial da amostra. É um método de boa precisão e mais simples comparativamente com o método de DiLallo, pois este método só precisa de titulação acida sendo mais rápido na sua aplicação. O calculo de AGVs pelo método de Kapp é feito com a equação 4.4.

$$AGV \left(mg \frac{CH_3COOH}{l} \right) = \left(\frac{131340 * V_{H_2SO_4-pH\ 5\ a\ 4} * N_{H_2SO_4} * 50000}{V_{Amostra}} \right) - \left(0,0616 * \left(\frac{V_{H_2SO_4-pH_{inicial}\ a\ 4,3} * N_{H_2SO_4} * 50000}{V_{Amostra}} \right) \right) - 10,9 \langle Eq. 4.4 \rangle$$

Método de Ripley (1986): Baseado na determinação da alcalinidade parcial (AP: pH 5,75), e a alcalinidade intermédia (AI: pH 5,75 a 4,3). O método de titulação ácida simplificado é similar com o método de Kapp. O método de Ripley tenta simplificar a relação entre os ácidos voláteis e alcalinidade em sistemas anaeróbios mediante o uso da relação adimensional AVAT. Segundo os autores do método, valores superiores de 0,3 para esgoto domestico indica um possível decaimento no processo de digestão anaeróbia. O método de Ripley assume que o 65% dos AGVS

são determinados na titulação da alcalinidade intermediária de pH 5,75 a 4,3. A equação 4.5 apresenta o modelo matemático de cálculo com este método.

$$AGV \left(mg \frac{CH_3COOH}{l} \right) = \left(\frac{V_{H_2SO_4 - pH\ 5,75\ a\ 4,3} * N_{H_2SO_4} * 50000}{V_{Amostra}} \right) \text{ (Eq. 4.5)}$$

4.5.2 Sólidos

Os sólidos são toda matéria suspensa ou dissolvida presentes na água, sendo que a maior parte das partículas presentes nas águas residuárias está acima da faixa de tamanho de 1×10^{-7} mm. As partículas com tamanho maior a 1 μ m podem ser removidas por métodos físicos de sedimentação ou filtração, partículas menores que este tamanho requer processos químicos para sua remoção. É por este motivo que os sólidos são classificados em três categorias: sedimentáveis dissolvidos e suspensos.

- **Sólidos sedimentáveis:** fração de matéria que sedimenta por ação da gravidade. Em geral os lodos estão dentro desta classificação. É um parâmetro importante no dimensionamento das unidades de sedimentação em uma estação de tratamento de águas residuárias.
- **Sólidos dissolvidos:** Na sua maioria são sais inorgânicos, apresentam pequenas quantidades de matéria orgânica e por esta condição, geralmente inserem salinidade ao meio aquoso e se sua forma é de hidróxidos afetam a acidez. Na prática é a fração que passa por papel filtro de 1,3 μ m.
- **Sólidos suspensos:** são em sua maioria de natureza orgânica e por este fato demandam oxigênio do meio. Dividem-se em sedimentáveis e não sedimentáveis, sendo que os não sedimentáveis são os que não separam por ação da gravidade. Na prática do tratamento de esgoto sanitário é a fração que fica no papel filtro de 1,3 μ m.

Estes também são divididos em fixos e voláteis, sendo os fixos a porção que fica depois da ignição da amostra e os voláteis a porção perdida no processo de ignição.

A determinação dos sólidos é indispensável para a operação de reatores biológicos, que junto com outros parâmetros operacionais, proporcionam informações da eficiência de remoção do processo, e indiretamente, estimam a concentração de biomassa no reator. Os sólidos suspensos voláteis (SSV) representam a porção orgânica dos sólidos suspensos totais (SST).

4.5.3 Perfil De Sólidos

O perfil de sólidos é uma medida da produção de biomassa no reator anaeróbio, e é um dos métodos mais simples que se tem para avaliar a quantidade de microrganismos ativos no interior dos reatores anaeróbios.

O perfil de sólidos é um parâmetro de controle e monitoramento que fornece informação importante do estado e das características da biomassa. Também é considerado que a fração de sólidos voláteis é uma medida da biomassa presente nos reatores.

Essa caracterização é feita coletando amostras em cada um dos pontos de amostragem do lodo que tem os reatores ao longo da altura. Normalmente os reatores UASB e RAH têm diferentes tomadas em toda a zona de digestão (manta de lodo). A determinação dos sólidos em cada zona amostrada é feita usando a técnica gravimétrica.

Em cada ponto de amostragem é calculada a concentração de biomassa, essa concentração multiplicada pelo volume corresponde à zona de amostragem o que permite calcular a massa de microrganismos ao longo do perfil do reator. A somatória de todas as massas ao longo da altura do reator equivale à quantidade absoluta de lodo em todo o reator.

4.5.1 Critérios de Descarte de Lodo

Uma das atividades de controle do processo mais importantes nos sistemas anaeróbios de alta taxa consiste em estabelecer uma rotina de descarte mais indicada para cada reator. A rotina de descarte deve ter em consideração a quantidade de lodo que pode ser retirada, a frequência e os pontos ideais para o

descarte da biomassa que permita evitar prejuízos e queda na eficiência do reator anaeróbio.

Não existe uma metodologia estandardizada para fazer o descarte do lodo dos sistemas anaeróbios de alta taxa, existe sim, uma rotina para estabelecer a frequência e a magnitude de descarga proposta no PROSAB (1999) que recomenda:

- Determinar a massa de lodo para o reator “cheio” e a sua produção diária.
- Determinar a AME do lodo
- Determinar a massa mínima de lodo para manter o desempenho do reator a partir do valor da AME.
- Determinar a massa máxima de descarga calculando a diferença entre a massa máxima e a massa mínima de lodo.
- Fazer uma descarga igual ou menor que a descarga máxima e determinar novamente a descarga de lodo juntamente com o efluente.
- A frequência para o descarte de lodo pode ser determinada como a razão entre a massa de lodo a ser descarregada e a taxa de acumulação de lodo no sistema.

O método empregado para a retirada do lodo de excesso dos sistemas piloto nesta pesquisa foi baseada na relação STV/ST que estima a fração de biomassa presente no lodo. A relação entre sólidos voláteis e sólidos totais dá uma boa indicação da fração orgânica dos sólidos do lodo, bem como do nível de digestão do mesmo, em lodos não digeridos a relação STV/ST situam-se entre 0,75 e 0,80 e para lodos digeridos estes valores podem se situar em torno de 0,75 e 0,65 (Andreoli, 2001).

4.5.2 Turbidez

O termo turbidez é aplicado a águas com matéria suspensa que interfere na passagem da luz através de água. Em esgoto doméstico a causa desta interferência pode ser causada por uma ampla variedade de materiais suspensos, próprios das águas residuárias deste tipo e com faixa de tamanho entre partículas coloidais e partículas em suspensão.

4.5.3 Nutrientes

Em processos de digestão anaeróbia os rendimentos bacterianos e as necessidades em nutrientes são relativamente baixos. A baixa velocidade de crescimento dos microrganismos anaeróbios, comparados aos aeróbios resulta em menor requerimento nutricional. O nitrogênio e fósforo são as nutrientes essenciais para todos os processos biológicos. Outros nutrientes de igual importância para o desenvolvimento dos microrganismos são o enxofre, potássio, cálcio e magnésio.

Os macros nutrientes (nitrogênio, fósforo, enxofre) e micronutrientes existem em quantidades suficientes para suprir os requerimentos de sínteses celulares nos organismos do esgoto sanitário. Em algumas efluentes indústrias a quantidade de macro nutriente e micronutriente é baixa. Nestes casos é necessária a adição destes para suprir a demanda. A quantidade de macro nutriente (N, P, S) em relação à matéria orgânica depende principalmente da eficiência dos microrganismos em obter energia para sínteses, a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato.

Autores recomendam diferentes relações de C: N: P para melhorar ou para aumentar a eficiência dos sistemas. Uma relação (DQO: N: P) que se admite é de 500: 5: 1. Estas proporções nos sistemas anaeróbios são suficientes para atender às necessidades de micro e macro nutrientes dos microrganismos anaeróbios (Speece, 1996). Segundo Metcalf & Eddy (2003) os requerimentos de nutrientes em um sistema anaeróbio dependem do tipo de substrato e do tempo de detenção celular, geralmente as faixas de azoto, fósforo e enxofre são de 10 a 13,2, de 2 a 2,6, e de 1 a 2 mg por cada 100 mg de biomassa. O enxofre é essencial também para a metanogênese, os microrganismos assimilam enxofre na forma de sulfetos provenientes da redução biológica de sulfatos.

As seguintes relações de macro nutrientes podem ser utilizadas para esgoto doméstico (Lettinga et al., 1996):

- Biomassa com baixo crescimento de produção celular ($Y \approx 0,05 \text{ gSSV/gDQO}$)
Degradação de ácidos graxos voláteis
DQO: N: P = 1000: 5: 1 ou C: N: P = 330:5: 1
- Biomassa com alto crescimento de produção celular ($Y \approx 0,15 \text{ gSSV/gDQO}$)
Degradação de carboidratos

DQO: N: P = 350:5: 1 ou C: N: P = 130:5: 1

Para a digestão anaeróbia é importante a presença de alguns metais que estimulam a atividade metanogênica (Speece, 1996). Entre os principais metais temos o ferro, cobalto, níquel e o zinco. A recomendação destes micros nutrientes é da ordem de 0,02, 0, 004, 0, 003 e 0,02 mg/g de acetato produzido respectivamente (Metcalf & Eddy, 2003).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida na Estação Experimental do IPH/UFRGS localizada junto à Estação de Tratamento de Esgoto São João Navegantes no Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) em Porto Alegre. Os parâmetros de operação, monitoramento e controle do processo para avaliação do desempenho dos reatores anaeróbios definidos na pesquisa serão apresentados a seguir.

5.1 UNIDADES EXPERIMENTAIS

A parte experimental da pesquisa foi desenvolvida em dois reatores anaeróbios em escala piloto, operados em paralelo, na temperatura ambiente.

As unidades de tratamento experimentais recebem esgoto doméstico gradeado e desarenado da ETE São João Navegantes. O esgoto é captado na entrada do sistema de lodo ativado e encaminhado por bombeamento até o gradeamento fino (3 mm) e o tanque pulmão que alimenta as unidades experimentais. Na figura 5.1 é mostrado o sistema de gradeamento e o tanque pulmão que serve para manter uma vazão constante do afluente.



Figura 5.1 Gradeamento final e tanque pulmão de alimentação dos reatores

Depois do gradeamento o esgoto é armazenado em um tanque pulmão de 2 m³ de capacidade. Do tanque pulmão o esgoto é bombeado até os reatores anaeróbios por bombas de tipo helicoidal controladas com inversores de frequência.

O reator UASB recebe esgoto pela parte superior do reator até o vertedor de entrada onde o afluente é encaminhado por tubos verticais até o fundo do protótipo.

O Reator Anaeróbico Híbrido (RAH) recebe esgoto pela parte superior do reator, o qual escoar de forma descendente na câmara central de alimentação do reator. Esta câmara tem em seu interior um meio filtrante fixo de tampas de garrafas de polipropileno distribuídas de forma randômica. O fluido escoar até o fundo do reator para depois ingressar na câmara de manta de lodo de fluxo ascendente. A figura 5.2 apresenta as bombas de tipo helicoidal que alimentam as duas unidades piloto de tratamento.



Figura 5.2 Bombas tipo helicoidal de alimentação do UASB e do RAH

As unidades experimentais foram construídas em fibra de vidro completamente estanques, tendo cada reator uma altura de 4 m e um volume total de 19,6 m³. Os reatores foram operados com a mesma carga hidráulica e as análises dos diferentes parâmetros foram realizadas no mesmo dia para os dois sistemas.

O esquema geral dos processos e da distribuição do esgoto pre-tratado até as unidades experimentais é apresentado na figura 5.3.

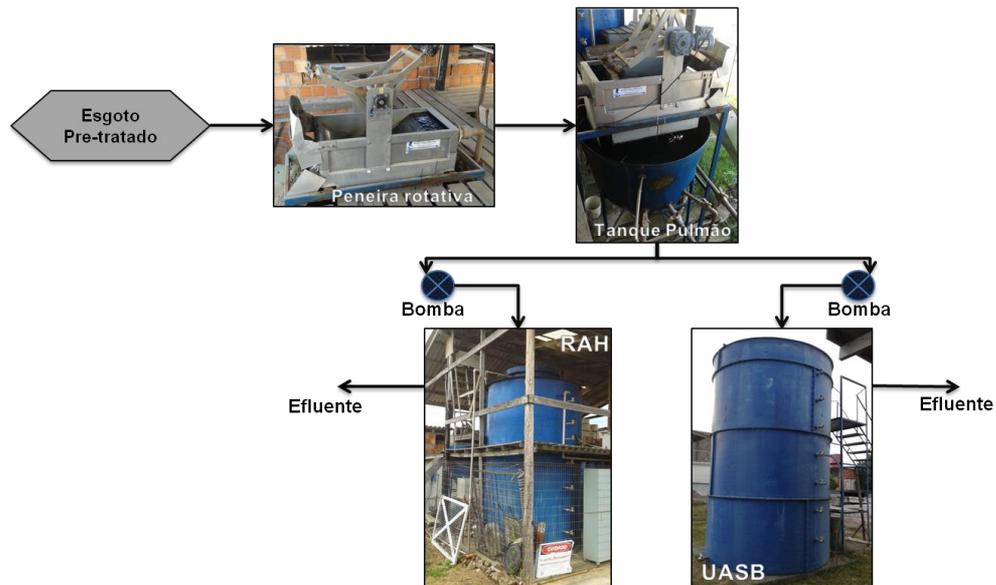


Figura 5.3 Fluxograma do processo de alimentação dos reatores anaeróbios experimentais

5.2 REATOR PILOTO UASB (UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET)

O reator UASB é de forma circular confeccionado em fibra de vidro, com 2,5 m de diâmetro. A altura total é de 4 m e o volume útil do reator de 18,9 m³.

A vazão de alimentação dos reatores no início do período experimental sofreu variações não programadas por problemas com o sistema de alimentação. Depois de solucionado os inconvenientes o sistema operou com uma vazão de 1,60m³/h e um TDH de 12h. Foram previstas seis tomadas de amostras da manta do lodo ao longo da altura do reator, espaçadas a cada 0,50 m de altura a partir da base. O reator possui uma tomada adicional no fundo do tanque para caracterizar o leito de lodo do reator.

A figura 5.4 mostra o reator UASB empregado no experimento com as dimensões e com os detalhes de seus principais componentes estruturais internos e externos característicos do reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo.

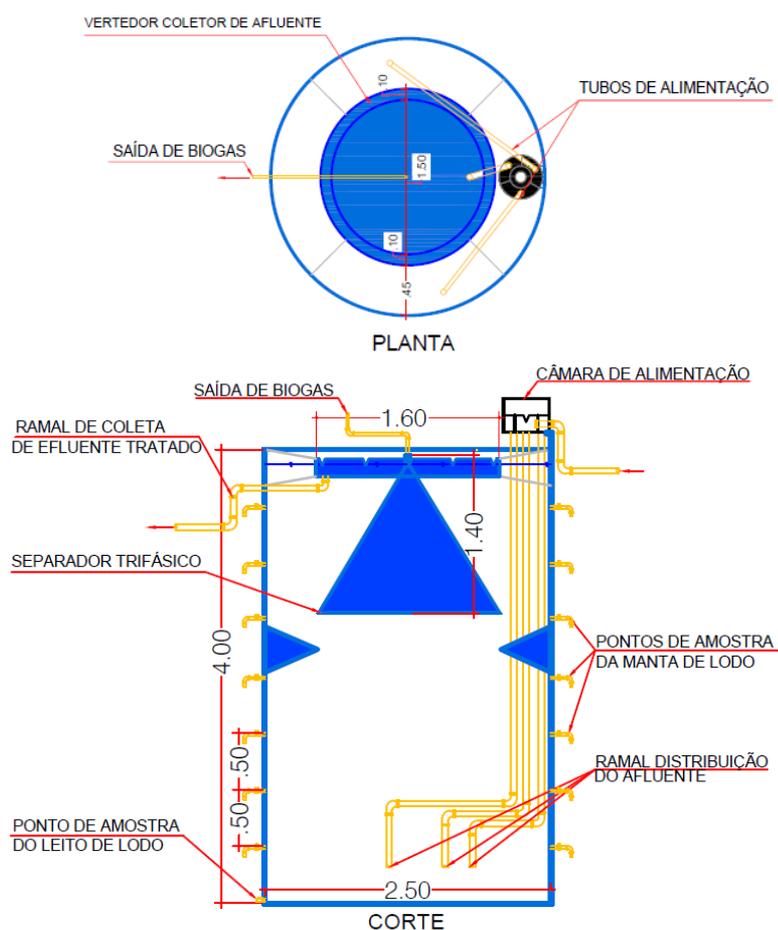


Figura 5.4 Fotos e desenho dimensional em metros do reator piloto UASB usado no experimento

O reator UASB experimental foi dimensionado a partir do tempo de detenção hidráulico (TDH) para atingir uma eficiência de remoção da DQO na faixa de 60% a 80% para temperatura ambiente, de acordo com as recomendações técnicas dos principais parâmetros citados pela literatura de reatores anaeróbios em climas amenos (van Haandel e Lettinga, 1994; Chernicharo, 1997). Os parâmetros de projeto mais relevantes estão apresentados na tabela 5.1.

Tabela 5.1 Parâmetros do projeto e dimensões do UASB

Parâmetro	Símbolo	Valor	Unidade
Vazão	Q	1,60	m ³ /h
Diâmetro na base	D	2,50	m
Área	A	4,91	m ²
Altura	H _T	4,00	m
Borde Livre	B _L	0,15	m
Altura útil	H _U	3,85	m
Volume útil	V _U	18,9	m ³
Tempo de detenção hidráulico	TDH	11,8	h
Velocidade na base	U _B	0,20	m/h
Velocidade no decantador	U _D	0,30	m/h
Velocidade ascensional	U _A	0,32	m/h

5.3 REATOR PILOTO ANAERÓBIO HÍBRIDO (RAH)

O RAH é de geometria cilíndrica, de 2,5 m de diâmetro interno e uma altura total de 4m. O volume útil do tanque é de 18,9 m³ e o material de confecção do reator é fibra de vidro. O tanque tem seis tomadas de amostras da manta de lodo e uma tomada no fundo para caracterização do leito do lodo; as tomadas estão espaçadas a cada 0,50 m de altura a partir da base.

O RAH é alimentado pela parte superior do tanque, a câmara de chegada tem 1,3 m de diâmetro. A câmara de chegada tem uma tampa que permite a coleta do biogás gerado pela degradação da matéria orgânica pelos microrganismos anaeróbios aderidos na superfície do material suporte.

O leito de filtração tem uma altura de 3,4 m aproximadamente, sendo o material filtrante sustentado por uma tela de contenção colocada no fundo da câmara central. Para evitar problemas de obstrução, entupimento e caminhos preferenciais do fluxo no meio filtrante do RAH foi projetado um sistema de recirculação interna de lodo, o qual é operado automaticamente por 15 minutos em cada hora.

Para a coleta do biogás na câmara de fluxo ascendente e manta de lodo foi projetada uma estrutura semelhante a uma campânula (ver figura 5.6). A estrutura interna foi colocada sobre a parede exterior do reator e serve também como separador trifásico, o coletor de biogás cumpre com as mesmas funções da

campânula do reator UASB. Outra diferença do reator UASB e o RAH é que o reator híbrido tem dois pontos de saída e coleta do biogás, um ponto na câmara interna de alimentação e outro ponto na câmara de mata de lodo.

A coleta do efluente tratado é feita numa calha tipo vertedor triangular instalada ao longo de todo o perímetro da área superficial da câmara de fluxo ascendente. As imagens do RAH com os detalhes de suas características e o desenho dimensional são apresentados na figura 5.5 e na figura 5.6.



Figura 5.5 Imagens do reator piloto RAH: (a) câmara de alimentação do afluente e meio fixo filtrante (tampas pet); (b) coletor de biogás câmara de alimentação (downflow); (c) perfil do tanque; (d) tomadas de coleta de lodo da zona de digestão e coletor de biogás;

Os parâmetros do projeto do reator anaeróbio híbrido (RAH) são apresentados na tabela 5.2.

Tabela 5.2 Parâmetros do projeto e dimensões do RAH

Parâmetro	Símbolo	Valor	Unidade
Vazão	Q	1,60	m ³ /h
Diâmetro na base	D	2,50	m
Área	A	4,90	m ²
Altura câmara upflow	H _T	4,00	m
Borda Livre	B _L	0,15	m
Altura útil	H _U	3,85	m
Volume útil	V _U	18,9	m ³
Tempo de detenção hidráulico	TDH	11,8	h
Diâmetro câmara de alimentação (Downflow)	D _a	1,30	m
Altura da câmara de alimentação (Downflow)	H _a	3,36	m
Volume câmara de alimentação (Downflow)	V _a	4,46	m ³
TDH câmara de alimentação (Downflow)	TDH _a	3,00	h
Volume câmara manta de lodos (Upflow)	V _{ML}	14,4	m ³
TDH câmara manta de lodos (Upflow)	TDH _{ML}	9,10	h

5.4 MONITORAMENTO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DOS REATORES ANAERÓBIOS

A avaliação da eficiência de tratamento dos reatores UASB e RAH foi baseada nos parâmetros DQO, DBO, COT, Sólidos Suspensos Totais (SST) e Voláteis (SSV), temperatura, NTK, nitrogênio amoniacal, turbidez, Ácidos Graxos Voláteis (AGVs).

Os parâmetros acima citados foram monitorados semanalmente no período de agosto 2014 até março de 2015 totalizando 240 dias, em uma segunda fase de monitoramento dos reatores anaeróbios foram monitorados os parâmetros AGVs, DQO_{Particulada} e DQO_{Dissolvida} nos meses de julho 2015 até novembro de 2015 totalizando 150 dias, nesta fase 2 as condições operacionais foram mantidas (CHV). A tabela 5.3 apresenta os pontos de coleta e o método de análise empregado.

Tabela 5.3 Avaliação do desempenho dos reatores UASB e RAH

Parâmetro	Unidade	Frequência de amostragem e ponto de coleta			Análises (APHA, AWWA, 1985)
		Afluente	Reator	Efluente	
DQO	mg/L	1/Semana		1/Semana	Refluxo fechado e Titulometria Método 5220C
DBO	mg/L	1/Semana		1/Semana	Barométrico
COT	mg/L	1/Semana		1/Semana	Innovox-TOC
Sólidos Totais (ST)	mg/L	1/Semana		1/Semana	Método 2540D
Sólidos Voláteis Totais (SVT)	mg/L	1/Semana		1/Semana	Método 2540E
Sólidos Fixos Totais (SFT)	mg/L	1/Semana		1/Semana	Método 2540D
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	1/Semana		1/Semana	Método 2540D
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg/L	1/Semana		1/Semana	Método 2540E
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	mg/L	1/Semana		1/Semana	Método 2540D
NTK	mg/L	1/Semana		1/Semana	Macro-Kjeldahl
NH₄	mg/L	1/Semana		1/Semana	Destilação e Titulometria
AGVs	mg/L	2/semana	2/semana	2/semana	D&AA*, D&AM*, KAPP, RIPLEY
Turbidez (T_z)	NTU	3/semana		3/semana	Turbidímetro

*D&AA = DillaLo & Alberston com aquecimento a 75±5 °C por 3 minutos, D&AM = DillaLo & Alberston Modificado quanto aos cálculos.

Os parâmetros operacionais dos reatores foram a vazão de entrada, cargas aplicadas (CHV e COV), tempo de detenção hidráulico (TDH) e temperatura. A tabela 5.4 resume a frequência do monitoramento dos parâmetros operacionais dos reatores UASB e RAH.

Tabela 5.4 Parâmetros operacionais do reator UASB e RAH

Parâmetro	Unidade	Frequência de amostragem Reator (UASB e RAH)	Equação
Vazão (Q)	m ³ /h	3/Semana	Q=V/t
Tempo de detenção (TDH)	h	3/Semana	t=V/Q
Carga hidráulica volumétrica (CHV)	m ³ /m ³ . d	3/Semana	CHV=Q/V
Carga orgânica volumétrica (COV)	kgDQO/m ³ . d	1/Semana	COV= (Q*S) /V
Velocidade ascensional (U_A)	m/h	3/Semana	Va=Q/Área
Temperatura (T)	°C	3/semana	-

5.5 ESTABILIDADE OPERACIONAL DOS REATORES UASB E RAH

A estabilidade operacional foi avaliada mediante o monitoramento do pH, da alcalinidade e dos AGVs na fase final da parte experimental. Estes parâmetros se encontram diretamente interligados e são de muita importância para o controle operacional do processo anaeróbio.

Os pontos de coleta das amostras foram no afluente e efluente do reator UASB e do reator Anaeróbico Híbrido (RAH). A frequência destas análises para o pH foi de três vezes por semana e da alcalinidade uma vez por semana. Para os efluentes dos reatores anaeróbios foram tomadas amostras simples, sendo que no caso do pH e da alcalinidade eram analisadas no momento da coleta empregando para alcalinidade total e parcial o método titulométrico proposto por Jenkins et al. (1983).

Nesta pesquisa não foi possível a análises dos AGVs por cromatografia gasosa, mas foram empregados diferentes métodos titrimétricos para a determinação deste parâmetro. Para o pH foi usada a técnica de potenciometria conforme os métodos descritos por APHA, AWWA, WPCF (1998).

A análise conjunta dos dados experimentais permite estabelecer correlações entre os parâmetros de controle com possíveis situações de desbalanceamento do processo e seu efeito no desempenho e estabilidade dos reatores. A tabela 5.5 apresenta os parâmetros de avaliação da estabilidade operacional dos reatores anaeróbios.

Tabela 5.5 Parâmetros de avaliação da estabilidade operacional dos reatores UASB e RAH

Parâmetro	Unidade	Frequência de Amostragem Afluente	Amostragem Reator	Lugar Efluente	Análises (APHA, AWWA, 1985)
pH	-	3/Semana		3/Semana	Potenciométrica Método 4500
Alcalinidade	mg/L	1/Semana		1/Semana	Titulométrico Método 2320B
AGVs	mg/L	2/semana	2/semana	2/semana	D&AA*, D&AM*, KAPP, RIPLEY

5.6 PERFIL E DESCARTE DO LODO

A caracterização da biomassa nos reatores anaeróbios (UASB e RAH) foi baseada na determinação de sólidos totais (ST) e de sólidos totais voláteis (STV) em todos os pontos de coleta ao longo de cada reator. Com a medição dos ST e STV nos pontos de amostragem do lodo é possível estabelecer o perfil vertical do lodo em função do regime hidráulico aplicado em cada um dos reatores em estudo.

O perfil do lodo foi considerado um parâmetro fundamental para o controle do processo anaeróbio devido à informação que ele fornece do estado e da qualidade do lodo desenvolvido em um reator anaeróbio. Com esta informação buscou-se estabelecer um critério técnico para efetuar o descarte de lodo em um reator anaeróbio dependendo da quantidade e da qualidade da biomassa presente ao longo de cada reator

Ao longo da altura do UASB e o RAH existem seis pontos de coleta do lodo perfeitamente distribuídos desde o fundo do reator até a parte superior, sendo que as tomadas foram numeradas nesta pesquisa desde a parte inferior do reator (sentido do fluxo) como U_1 e, sucessivamente até a tomada de maior altura, U_6 . Para o RAH as tomadas foram numeradas de forma similar RAH_1 parte inferior do tanque e RAH_6 parte superior.

A figura 5.7 apresenta os sete pontos de amostragem de lodo do UASB e do RAH, seis pontos de amostragem do manto de lodo no compartimento de digestão e um ponto de descarte no leito de lodo (U_0 e RAH_0).



Figura 5. 7 Pontos de amostragem de lodo ao longo do reator UASB e do RAH

5.6.1 Perda de sólidos nos efluentes dos reatores anaeróbios

Para avaliar a perda de biomassa nos sistemas anaeróbios foram feitos dois monitoramentos do efluente do UASB e dois monitoramentos do efluente do RAH por um período de 24 horas na estação outono. Foram utilizados amostradores automáticos ISCO 6712 Full-size, o equipamento foi programado para tomar uma alíquota de 300 ml cada 20 minutos por 24 horas.

As amostras foram armazenadas em 24 frascos de um litro de volume, sendo cada amostra composta por três amostras simples de efluente para cada hora do dia.

Após a coleta dos efluentes, as amostras dos 24 recipientes foram analisadas medindo a turbidez e os SST. A finalidade do monitoramento foi avaliar a provável relação entre estes parâmetros, pois a turbidez é um parâmetro de leitura expedita, comparativamente aos procedimentos analíticos para determinação dos SST.

A primeira jornada de monitoramento dos sistemas foi realizada no dia 17/03 dias antes de fazer descarte do lodo e a segunda no dia 29/03 de 2015 dias depois do realizado o descarte periódico dos sistemas, as coletas das amostras dos efluente dos reatores iniciou às 8h da manhã e concluía o monitoramento um dia depois às 7h da manhã.

5.7 PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Um parâmetro importante de avaliação do processo anaeróbio é a produção de biogás, sendo que na digestão anaeróbia a principal diferença com o tratamento aeróbio é a conversão de uma boa fração da matéria orgânica em gás metano.

Até o momento da finalização da fase experimental não foi possível a instalação dos medidores de fluxo de baixa pressão para medir a produção real de biogás nos sistemas anaeróbios, porém foi realizada a estimativa teórica da produção de biogás.

Neste caso foram utilizadas as equações 5.1, 5.2 e 5.3 e admitindo o valor de Y_{obs} de 0,21 KgDQO_{lodo}/KgDQO_{apl} (PROSAB, 1999).

$$DQO_{CH_4} = Q \times (S_0 - S) - Y_{obs} \times Q \times S, \left(\frac{KgDQO_{CH_4}}{d} \right) \text{ (Eq. 5. 1)}$$

Onde:

DQO_{CH_4} = carga de DQO convertida em metano (KgDQO_{CH₄}/d)

Q = vazão de esgoto efluente (m³/d)

S₀ = concentração de DQO no afluente (KgDQO/m³)

S = concentração de DQO no efluente (KgDQO/m³)

Y_{obs} = coeficiente de produção de sólidos no sistema, em termos de DQO

Uma vez determinada a carga de DQO convertida em metano, foi estimada a produção teórica volumétrica de metano, conforme a equação 5.2, ajustada para a temperatura de operação do reator UASB e do reator RAH.

$$DQO_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K_t} \text{ (Eq. 5.2)}$$

Onde:

DQO_{CH_4} = produção volumétrica de metano (m³/d)

K_t = fator de correção para a temperatura operacional do reator (KgDQO/m³)

E K_t é determinada com a seguinte equação:

$$K_t = \frac{P \times K}{R(273+t)} \text{ (Eq. 5.3)}$$

Onde:

P: pressão atmosférica (1atm)

K: DQO correspondente a um mol de CH₄ (64 gDQO/mol)

R: constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.°K)

t: temperatura operacional do reator (°C)

5.8 ANÁLISES DA ACIDEZ E DA DQO NOS REATORES ANAERÓBIOS

Um dos aspectos importantes desta pesquisa consistiu na avaliação da câmara de fluxo descendente e meio suporte fixo no desempenho operacional do RAH, especialmente no comportamento da acidez e da DQO, comparativamente ao sistema convencional de manto de lodo de fluxo ascendente (UASB).

A acidez foi analisada no esgoto sanitário afluente, no final da câmara de fluxo descendente do RAH (recirculado interno do reator híbrido R-RAH) e nos efluentes dos reatores piloto RAH e UASB. A acidez foi medida por quatro métodos titrimétrico citados na revisão bibliográfica no Capítulo 4, a saber: DiLallo & Albertson com aquecimento, DiLallo & Albertson Modificado, Kapp e Ripley. A avaliação da DQO dissolvida e total foi feita pelo método 5220C de refluxo fechado e titulometria.

Para avaliar se as concentrações médias de AGVs calculadas com os métodos titrimétricos apresentaram diferenças estatisticamente significativas para o efluente do reator UASB, do RAH e para a câmara de alimentação do RAH (R-RAH) foi aplicado o método ANOVA (análise de variância).

A ANOVA foi aplicada com um nível de significância de 5%, a hipótese (H_0): os quatro tratamentos têm médias iguais ($H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4$). Junto com o método da ANOVA foi aplicado o método de agrupação de informação de Tukey que permitiu avaliar a força da correlação das concentrações médias de AGVs.

A quantificação da matéria orgânica total e dissolvida foi feita mediante as análises da DQO total e a DQO solúvel. O balanço de DQO no reator RAH considerou a medição deste parâmetro em três pontos específicos do tanque, a saber: na entrada da câmara de alimentação (esgoto bruto), no final da câmara de fluxo descendente e meio suporte fixo (downflow) e na saída do reator no final da câmara de fluxo ascendente e manta de lodo (upflow). No reator UASB foram analisados dois pontos, na entrada (esgoto bruto) e na saída do reator (efluente).

A partir dos resultados obtidos, foi realizado o cálculo da DQO equivalente de ácido acético adotando o fator de equivalência de 1,07 mgDQO/1 mgHAc (Miron et al., 2000) para se obter uma estimativa de DQO_{equivalente} a partir da quantificação de AGVs como ácido acético (HAc) pelo método titrimétrico de KAPP descrito anteriormente.

Na figura 5.8 apresenta o esquema do balanço da DQO total, DQO filtrada e dos AGVs para avaliação da influência da câmara de entrada no desempenho do reator.

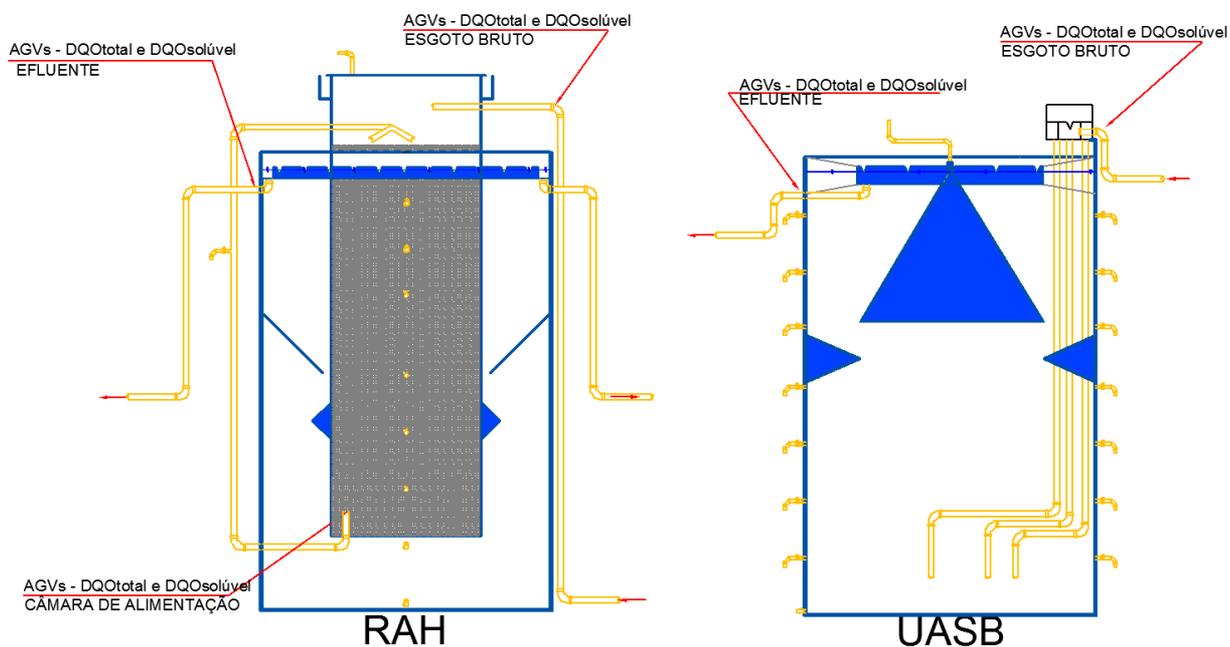


Figura 5.8 Balanço da DQO e AGVs no RAH

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE TRATAMENTO

O reator UASB e o reator Anaeróbio Híbrido (RAH) iniciaram operação no mês de abril de 2014. No início da fase experimental as vazões de alimentação dos reatores anaeróbios sofreram variações devido a dificuldades operacionais das bombas de alimentação. A partir do mês de agosto, com a instalação de novas bombas de alimentação, os reatores operaram nas mesmas condições fixando-se a vazão afluyente em $1,60 \text{ m}^3/\text{h}$ e TDH de 11,8h.

Portanto, o período inicial (abril a agosto) foi considerado de partida e alcance do estado estacionário dos sistemas anaeróbios, sendo realizadas análises de DQO, DBO_5 e alcalinidade inicialmente.

Os reatores foram monitorados em duas etapas, o período 1 de monitoramento foi de agosto de 2014 a março de 2015, totalizando 240 dias, com ênfase na identificação da estabilidade operacional, a eficiência dos sistemas tratando esgoto sanitário e quantificação e o monitoramento da biomassa ao longo da altura dos reatores. As variáveis monitoradas se encontram descritas no capítulo 5 de Materiais e Métodos. O período 2 foi de julho de 2015 a novembro de 2015 com 150 dias onde se monitorou principalmente AGVs por métodos titrimétricos e a matéria orgânica (DQO) total e dissolvida.

A tabela 6.1 resume cada fase com seu respectivo período operacional e com as análises feitas em cada uma.

Tabela 6.1 Resumo das etapas de monitoramento dos reatores UASB e RAH

Etapa	Período operacional	Parâmetros	Dias
1	01/agosto/2014 a 31/março/2015	DQO, DBO, ST, SST, SSV, CHV, COV, pH, Temperatura, Turbidez, Perfil do lodo.	240
2	01/julho/2015 a 04/dezembro/2015	AGVs, $\text{DQO}_{\text{Total}}$, $\text{DQO}_{\text{Dissolvida}}$	150

A tabela 6.2 apresenta o número de análises realizadas e as condições médias de operação dos reatores anaeróbios durante o tempo de monitoramento.

Tabela 6.2 Características operacionais do reator UASB e RAH

Parâmetro	Unidade	Estatística	UASB	RAH
Q	m ³ /h	Média	1,60	1,60
		Desvio Padrão	2,5%	3,8%
		Max	1,66	1,84
		Min.	1,53	1,51
		N	22,0	22,0
TDH	h	Média	11,8	11,8
		Desvio Padrão	2,3%	3,7%
		Max	12,32	12,55
		Min.	11,39	10,26
		N	22,0	22,0
CHV	m ³ /m ³ .d	Média	2,03	2,04
		Desvio Padrão	2,5%	3,9%
		Max	2,11	2,34
		Min.	1,95	1,91
		N	22,0	22,0
COV	kgDQO/m ³ .d	Média	0,61	0,61
		Desvio Padrão	47%	44%
		Max	1,51	1,39
		Min.	0,14	0,137
		N	21,0	21,0

O TDH dos reatores se manteve na faixa de 10 – 13h operando com temperatura mínima de 16°C e máximas de 36°C ao longo do tempo de monitoramento, ajustando-se à faixa de TDH recomendada por Lettinga & Hulshoff Pol (1991) para sistemas operados em temperaturas de 16 – 19°C alimentados com esgoto doméstico.

A COV média aplicada nos reatores piloto foi de 0,61 kgDQO/m³.d para o UASB e o RAH, valor considerado como baixo sendo que a faixa recomendada para reatores com lodo floculento, e concentração de DQO de 1000 – 2000 mg/L é de 2 – 4 kgDQO/m³.d tratando esgoto doméstico (Metcalf & Eddy, 2003). A CHV aplicada nos reatores foi em média de 2 m³/m³.d para os dois reatores anaeróbios, segundo o PROSAB (1999), a carga hidráulica volumétrica não deve ser superior de 5.0 m³/m³.d.

A Tabela 6.3 apresenta as características físico-químicas do esgoto bruto, as quais indicam grande variação temporal ao longo do tempo de monitoramento,

evidenciado pelos respectivos valores do desvio padrão, provavelmente devido à ocorrência de chuvas.

Tabela 6.3 Características do esgoto afluente

Parâmetros	Unidade	Valor Médio	Desvio Padrão	Maximo	Mínimo	N
pH	-	7,2	0,2	7,9	6,5	81
DQO	mgO ₂ /L	383,5	198,1	879,1	163,8	30
DBO	mgO ₂ /L	228,4	85,9	450,0	70,0	26
NTK	mg/L	41,7	17,0	99,1	14,3	30
N-NH ₄ ⁺	mg/L	25,7	13,2	61,1	2,8	30
Sólidos Totais ST	mgST/L	414,5	117,5	803,0	350,5	33
Sólidos Voláteis SV	mgSV/L	193,4	86,0	463,0	21,0	33
Sólidos Suspensos Totais SST	mgSST/L	143,7	98,4	502,5	47,1	33
Sólidos Suspensos Voláteis SSV	mgSSV/L	100,3	57,1	280,0	38,5	33
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ /L	190,3	32,1	272,3	91,8	47

Conforme pode ser visto na Tabela 6.3, o esgoto bruto desarenado e gradeado da ETE São João Navegantes apresenta concentrações de DQO, DBO₅ e SST na faixa de valores considerados de baixa a média concentração, segundo Metcalf & Eddy, (2003). A concentração típica de DQO observada neste estudo situou-se na faixa de 250 e 430 mgO₂/L, com valor médio de 383,59 mgO₂/L.

A concentração média de DBO₅ neste estudo foi de 228,46 mgO₂/L, para os mesmos autores a concentração média de DBO₅ é de 190 mgO₂/L e alta de 350 mgO₂/L, segundo o resultado podemos classificar a DBO₅ na concentração típica média.

A concentração média dos ST no esgoto bruto foi de 414,50 mg/L e de 143,73 mg/L para os SST, segundo os valores tipos reportados pelos mesmos autores os ST e os SST podem ser classificado na concentração típica média para esgoto sanitário (390 mg/L para ST e 120 mg/L para SST).

A relação DBO₅/DQO do esgoto bruto foi 0,6, indicando que o afluente pode ser tratado por processos biológicos devido a seu alto conteúdo de fração biodegradável. Para esgoto doméstico bruto a relação DBO₅/DQO varia em torno de 0,3 – 0,8 (Metcalf & Eddy, 2003).

Na tabela 6.4 são apresentados os resultados da caracterização dos efluentes dos reatores UASB e RAH. A análise preliminar estatística foi feita com a totalidade dos dados obtidos no trabalho de campo sem exclusão de dados considerados atípicos.

Tabela 6.4 Característica do efluente dos reatores UASB e RAH

Parâmetros	Unidade	Estatística	Efluente UASB	Efluente RAH	Padrão de Emissão ^a
pH	-	Valor Médio	7,07	7,00	5 a 9
		Desvio Padrão	0,29	0,32	
		Maximo	7,96	7,86	
		Mínimo	6,26	5,97	
		N	79	80	
Temperatura	°C	Valor Médio	26,37	25,86	<40°C
		Desvio Padrão	3,95	3,86	
		Maximo	36,00	35,00	
		Mínimo	17,40	16,60	
		N	80	81	
DQO	mg/L	Valor Médio	112,98	129,49	150
		Desvio Padrão	51,59	57,51	
		Maximo	289,60	341,30	
		Mínimo	43,64	45,93	
		N	30	30	
DBO ₅	mg/L	Valor Médio	125,00	120,00	40
		Desvio Padrão	52,12	58,06	
		Maximo	225,00	245,00	
		Mínimo	45,00	50,00	
		N	26	25	
Sólidos Totais (ST)	mg/L	Valor Médio	325,41	324,75	-
		Desvio Padrão	41,02	49,24	
		Maximo	415,00	445,00	
		Mínimo	256,00	221,00	
		N	32	32	
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	Valor Médio	41,58	39,75	50
		Desvio Padrão	19,71	14,67	
		Maximo	90,00	80,00	
		Mínimo	15,00	15,71	
		N	33	33	
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg/L	Valor Médio	30,34	32,24	-
		Desvio Padrão	9,99	11,02	
		Maximo	57,50	61,43	
		Mínimo	15,00	11,43	
		N	33	33	
Alcalinidade Total (CaCO ₃)	mg/L	Valor Médio	229,44	230,73	-
		Desvio Padrão	25,31	28,26	
		Maximo	273,94	288,48	
		Mínimo	175,80	168,89	
		N	48	48	

^a Resolução CONSEMA N° 128/2006, padrão de lançamento mais restritivo ($10000 \leq Q \text{ m}^3/\text{d}$).

** DQO, DBO, depende do estudo de autodepuração do corpo receptor.

Os efluentes dos reatores anaeróbios apresentaram características físicas e químicas semelhantes o que significa em termos globais que o desempenho dos sistemas teve um comportamento similar. O pH dos efluentes esteve na faixa neutra indicando que os sistemas não sofreram mudanças bruscas na fase líquida que pudessem comprometer as diferentes populações de microrganismos anaeróbios.

O reator UASB gerou um efluente tratado com valores médios de $112,98 \pm 51,59$ mgDQO_v/L, $125 \pm 52,12$ mgDBO₅/L e $41,58 \pm 19,71$ mgSST/L. O reator RAH teve um efluente em termos de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos similar ao reator UASB, as concentrações médias de DQO, DBO₅ e SST foram de $129,49 \pm 57,51$ mg/L, $120 \pm 58,06$ mg/L e $39,75 \pm 14,67$ mg/L.

A alcalinidade média dos efluentes dos reatores UASB e RAH apresentou valores maiores comparados com o valor do esgoto bruto melhorando assim a capacidade tampão dos sistemas anaeróbios. Segundo os resultados observados os reatores piloto UASB o RAH apresentaram capacidade de tratamento do esgoto doméstico utilizado com afluente de alimentação das unidades piloto.

Comparando os efluentes dos reatores piloto com os padrões de emissão mais restritivos para efluentes líquidos domésticos da resolução CONSEMA N°128/2006 para o estado de Rio Grande do Sul, observa-se que o reator UASB e RAH cumprem no atendimentos aos limites estabelecido pela normatividade do estado dos parâmetros de pH, temperatura, DQO e SST,

Os resultados obtidos na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos evidencia a boa performance dos sistemas piloto, visando a possibilidade de poder empregar os reatores anaeróbios de $18,9 \text{ m}^3$ de capacidade útil para tratar uma vazão de esgoto sanitário equivalente de aproximadamente 350 habitantes.

As séries históricas dos resultados obtidos são apresentadas nas figuras 6.1 a 6.3 e no Anexo I.

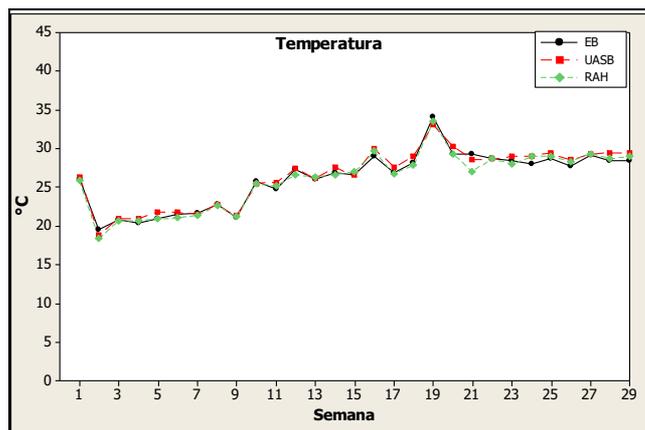
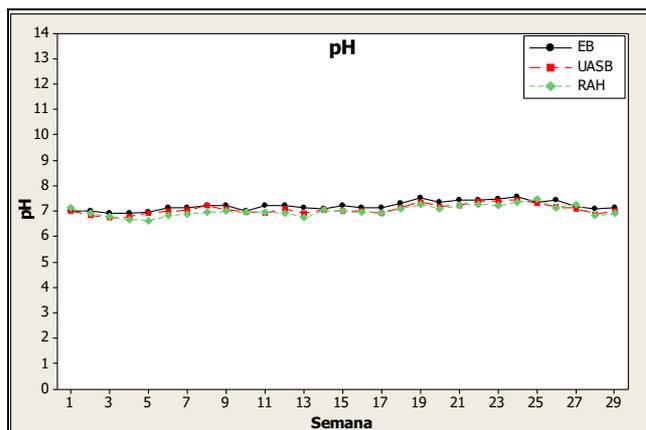


Figura 6.1 Série Histórica dos Valores de pH e Temperatura dos Reatores Anaeróbios

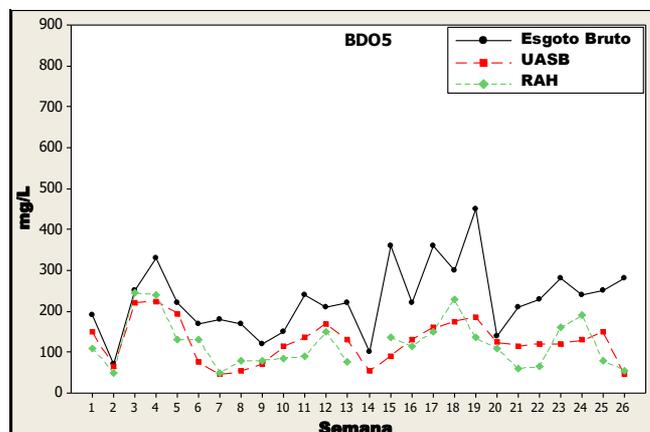
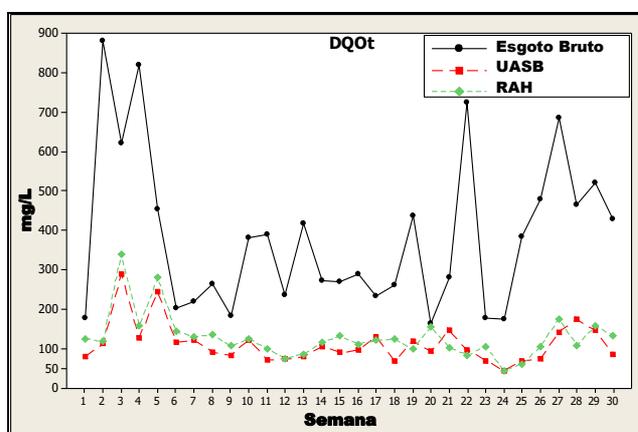


Figura 6.2 Série Histórica dos Valores de DQO e DBO_5 dos Reatores Anaeróbios

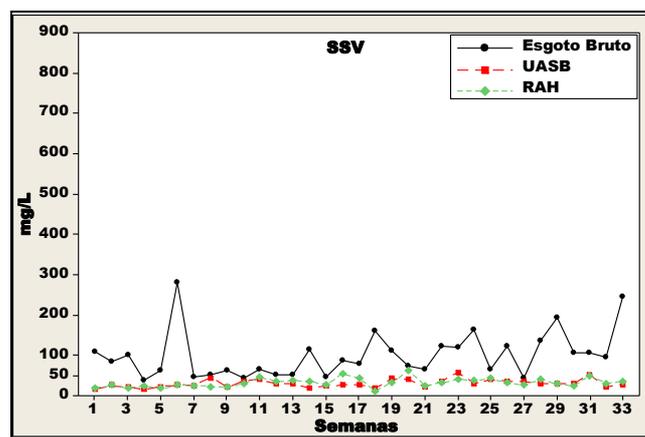
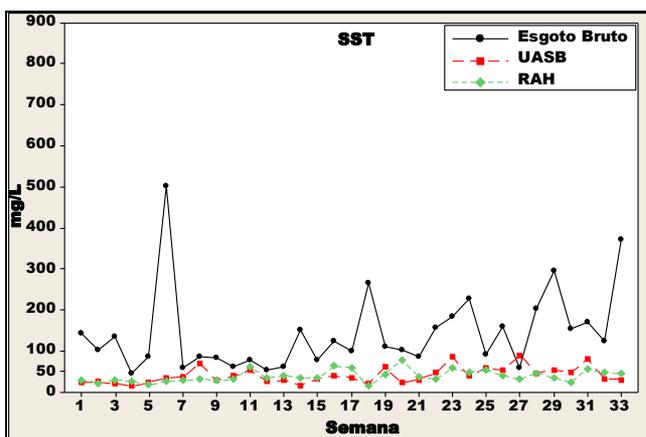


Figura 6.3 Série Histórica dos Valores de SST e SSV dos Reatores Anaeróbios

6.1.1 Eficiência de Remoção dos Reatores UASB e RAH

Os reatores piloto operaram com vazão de trabalho constante durante o tempo da fase experimental, ajustadas no valor de $1,6 \text{ m}^3/\text{h}$, o que permitiu operar os reatores com TDH de 11,8 horas. A carga hidráulica volumétrica (CHV) média

aplicada nos sistemas foi de $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ e a velocidade ascensional aparente no reator UASB foram de $0,33 \text{ m/h}$ e de $0,45 \text{ m/h}$ no reator RAH em relação da vazão e a seção transversal de cada tanque.

No caso da COV o comportamento ao longo do tempo foi variável apresentando um valor médio de $0,61 \pm 0,3 \text{ kgDQO}/\text{m}^3.\text{d}$, sendo que a variação na concentração de matéria orgânica (DQO) é uma característica normal neste tipo de afluentes. A temperatura ambiente média mensal de operação dos sistemas anaeróbios para os meses de operação foi de $18,7 \pm 1,1^\circ\text{C}$ para agosto/14, $20,5 \pm 1,2^\circ\text{C}$ setembro/14, $22,3 \pm 1,0^\circ\text{C}$ outubro/14, $26,4 \pm 1,1^\circ\text{C}$ novembro/14, $27,9 \pm 1,3^\circ\text{C}$ dezembro/14, $29,6 \pm 1,2^\circ\text{C}$ janeiro/15, $28,6 \pm 1,3^\circ\text{C}$ fevereiro/15 e $29 \pm 1,5^\circ\text{C}$ para março/15.

Na tabela 6.5 são apresentados os resultados médios de DQO, DBO, SST e SSV afluente e efluente, eficiência de remoção médias atingidas pelos reatores piloto em função das condições de operação aplicados.

Tabela 6.5 Resultados médios de DQO, DBO, SST e SSV afluente e efluente, eficiência de remoção de DQO, DBO, SST e SSV para o reator UASB e RAH

Reator	UASB	RAH
Parâmetro	Etapa1	Etapa1
Vazão afluente (m^3/h)	1,60	1,60
TDH (h)	11,80	11,80
Velocidade ascensional U_A (m/h)	0,33	0,45
CHV ($\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$)	2,00	2,00
COV ($\text{kg DQO}/\text{m}^3.\text{d}$)	0,61	0,61
DQO _T afluente (mg/L)	383,59±198,10	383,59±198,10
DQO _T efluente (mg/L)	112,98±51,59	129,50±57,51
Remoção DQO (%)	66,19±14,56	59,88±20,15
DBO ₅ afluente (mg/L)	228,46±85,92	228,46±85,92
DBO ₅ efluente (mg/L)	125,00±52,12	120,00±58,06
Remoção DBO₅ (%)	42,24±20,99	46,47±21,16
SST afluente (mg/L)	143,73±98,42	143,73±98,42
SST efluente (mg/L)	41,58±19,71	39,75±14,67
Remoção SST (%)	65±19	63±20
SSV afluente (mg/L)	100,33±57,14	100,33±57,14
SSV efluente (mg/L)	30,34±9,99	32,24±11,02
Remoção SSV (%)	62±21	59±21

Conforme os resultados observado na Tabela 6.5, é possível concluir que os resultados obtidos nesta pesquisa são semelhantes aos resultados alcançados de experiências outras experiências em escala piloto tratando esgoto sanitário conforme é apresentado na Tabela 4.1.

A eficiência de remoção média de DQO para os sistemas anaeróbios de alta taxa foi superior de 60% alcançando valores reportados na literatura (Tessele, 2011). Entretanto, a eficiência média de remoção DBO no reator UASB foi de $42\pm 20\%$ e de $46\pm 21\%$ no reator RAH, eficiências que podem ser consideradas baixas, fato possivelmente relacionado com a produção de ácidos graxos voláteis no interior dos sistemas na fase acidogênica do processo de digestão anaeróbia, uma discussão mais ampla da produção de AGVs nos reatores é abordada no item 6.7 do Capítulo 6.

No caso dos sólidos totais (ST), os reatores apresentaram eficiências médias de remoção de $28\pm 12\%$ e $26\pm 14\%$ para o UASB e o RAH e para os SST e SSV as eficiências de remoção foram superiores de $65\pm 19\%$ e de $63\pm 20\%$ respectivamente. A boa remoção de SST e SSV pode ser atribuído principalmente às características hidráulicas dos sistemas piloto que permitem o contato do material orgânico em suspensão com a manta de lodo que ajuda na retenção das partículas e também pelas condições propícias de sedimentação na parte superior dos reatores UASB e RAH.

No Anexo II são apresentados os resultados históricos em porcentagens de remoção do reator UASB e o reator RAH de DQO, DBO, SST e SSV ao longo do tempo da etapa 1 de monitoramento.

6.1.2 Diagramas de caixas para DQO, DBO, SST e SSV

Para visualizar os resultados do monitoramento do esgoto bruto (EB) e os afluentes dos sistemas piloto anaeróbios (UASB e RAH) são apresentadas nas figuras 6.4 a 6.7 os diagramas de caixas dos parâmetros de DQO, DBO, SST e SSV. Os dados foram comparados com a legislação europeia para efluentes urbanos (Deliberação N° 91/271/EEC) que especifica a eficiência mínima de remoção e as concentrações de DQO, DBO₅ e SST, e com os padrões mais restritivos da Resolução CONSEMA N° 128/2006 que dispõe sobre a fixação de padrões de

emissão de efluentes líquidos vertidos em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.

Para uma melhor avaliação do desempenho dos sistemas anaeróbios procedeu-se uma análise estatística do percentual de resultados que se enquadram aos padrões mais restritivo de lançamento de efluentes em corpos de água receptores para o Estado do Rio Grande do Sul (150 mg DQO/L) e para a legislação da Comunidade Europeia também que é mais restritivo para efluentes urbanos (125 mgDQO/L).

A representação dos resultados brutos em um diagrama de caixa é uma ferramenta que possibilita a visualização da distribuição dos pontos amostrados, com o mínimo, o máximo, o quartil 25%, o quartil 75%, a mediana (quartil 50%). No gráfico é possível observar os dados extremos de cada distribuição.

A análise da Figura 6.4 indica uma ampla variabilidade na concentração de DQO do esgoto bruto que alimenta os reatores anaeróbios, neste caso o maior comprimento da caixa interior do gráfico é para a distribuição do EB, o que mostra a heterogeneidade dos valores da amostra analisada ao longo do tempo do experimento. Observa-se que um número considerável de dados de DQO do EB está na faixa de 200 a 400 mg/L, poucos dados foram considerados com outliers a média do afluente foi de 383,59 mg/L, o que caracteriza esgoto sanitário diluído.

No caso do efluente dos reatores UASB e RAH, o valor da média foi de 112,9 mg/L e 129,5 mg/L, respectivamente, com menor amplitude de variação dos valores, o que demonstra a capacidade de absorção de cargas dos mesmos.

Nos sistemas piloto observa-se os valores médios dos efluentes em termos de DQO conseguiram ficar abaixo do padrão de lançamento de 125 mgDQO/L da legislação europeia e do valor máximo permitido pela CONSEMA N°128/2006.

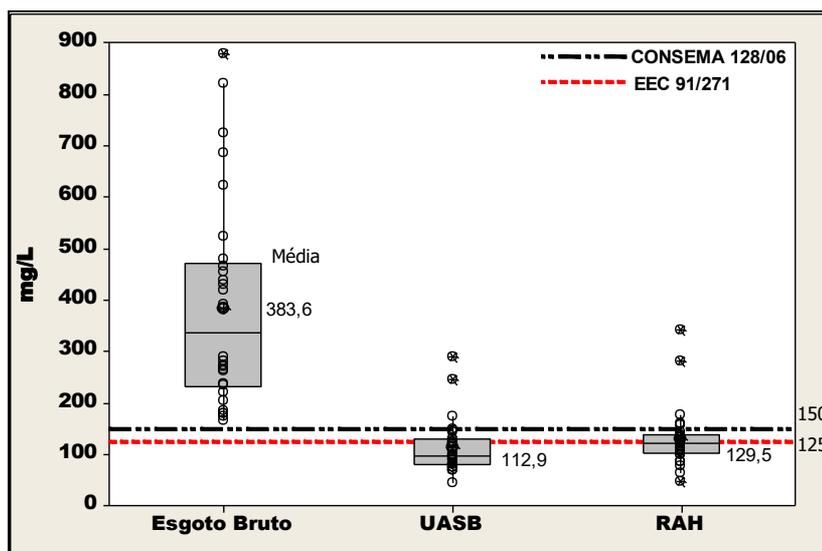


Figura 6.4 Diagrama de caixas para DQO do afluente (EB) e efluente do UASB e RAH

A análise da Figura 6.5 indica uma maior dispersão dos valores da DBO_5 efluentes, indicando assim que os reatores UASB e RAH foram menos eficientes em reduzir a variabilidade na concentração da DBO_5 afluente, as médias atingidas pelos sistemas piloto foram de 125 mg/L e 120 mg/L para o UASB e RAH respectivamente .

Para os reatores UASB e RAH, observa-se que, o 100% dos resultados da DBO_5 dos efluentes dos sistemas piloto estiveram em cima do padrão de lançamento de 40 mg/L da CONSEMA N°128/2006 e do padrão da legislação europeia de 25 mg/L. Embora a remoção de DQO tenha mais eficiente nos reatores UASB e no RAH, o mesmo não ocorreu para a DBO_5 nos sistemas piloto, apresentando eficiências de remoção inferiores de 50%.

O baixo desempenho dos reatores anaeróbios pode ser atribuído à baixa capacidade dos sistemas para a remoção de matéria orgânica dissolvida e a uma possível perda do lodo no efluente final.

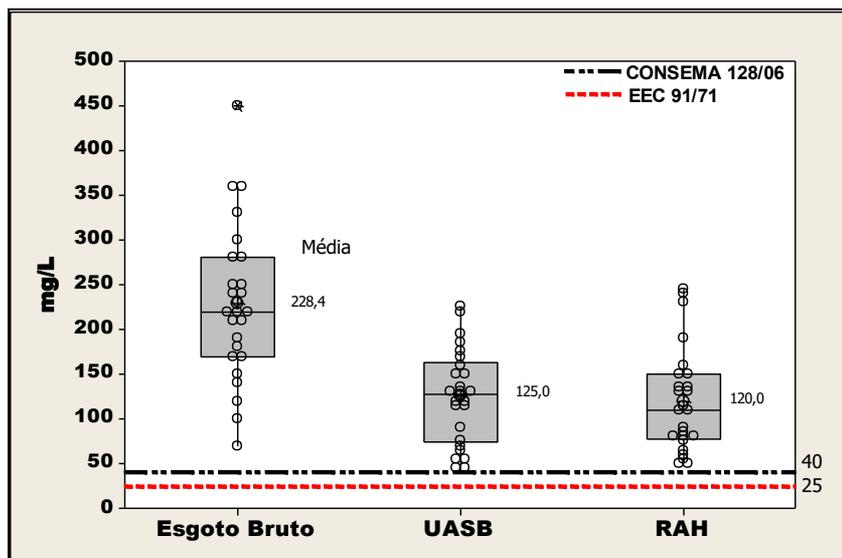


Figura 6.5 Diagrama de caixas da DBO do aflente (EB) e efluente do UASB e RAH

A análise da Figura 6.6 indica que os SST afluentes tiveram menor dispersão dos dados, rejeitando os valores máximos e mínimos que ficaram por fora da caixa do esgoto bruto observa-se uma homogeneidade no comportamento dos SST no efluente durante o tempo de monitoramento. O esgoto bruto (EB) apresentou uma média de 143,72 mg/L.

Segundo o gráfico 6.6 os efluentes dos reatores UASB e RAH apresentam um bom desempenho na remoção dos SST, os valores médios de SST obtidos pelos reatores UASB e RAH foi de 41,58 mg/L e de 39,75 mg/L, respectivamente.

Os valores dos SST nos reatores piloto situaram-se abaixo do padrão de lançamento mais restritivo de 50 mg/L da legislação estadual, ressaltando assim o bom desempenho na remoção de sólidos do aflente. Observa-se, entretanto, que os valores médios da concentração de SST obtidos dos efluentes dos reatores anaeróbios não atenderam o padrão europeu de 35 mg/L.

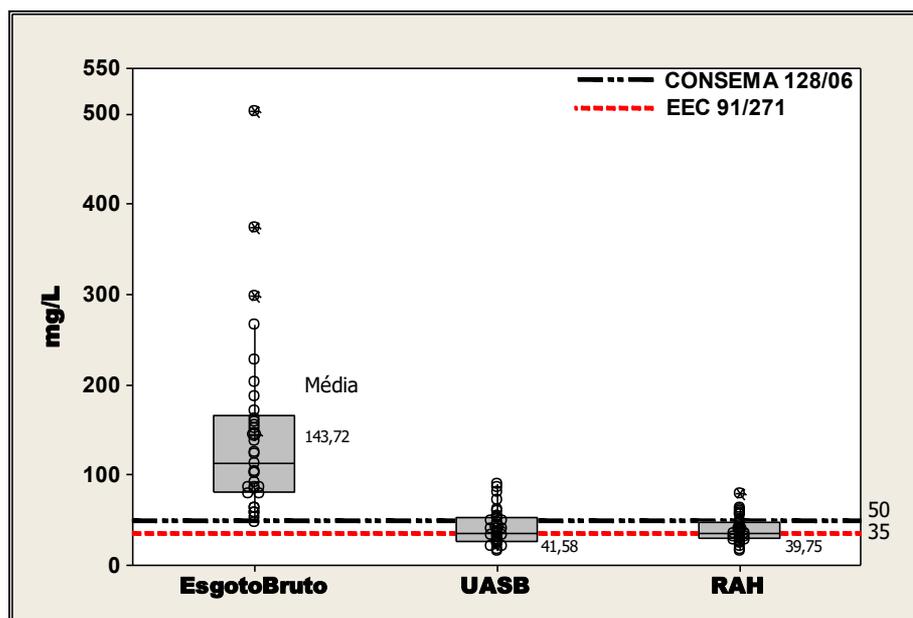


Figura 6.6 Diagrama de caixas para os SST do afluente (EB) e efluente do UASB e RAH

O comportamento dos SSV é semelhante ao comportamento dos SST efluente dos reatores anaeróbios e no EB. A concentração média no EB foi de 100,33 mg/L, e de 30,34 mg/L para o UASB e de 32,24 mg/L para o RAH.

As eficiências médias obtidas pelos reatores UASB e RAH foram de 62% e 59%, respectivamente. Comparando as concentrações médias observa-se que o valor dos SSV do RAH é maior que do UASB, possivelmente indicando menor massa de SSV acumulada ao interior do tanque.

Os efluentes dos sistemas anaeróbios piloto não foram analisados comparativamente com valores de padrões de emissão porque para o parâmetro SSV não estão estabelecidos limites para efluentes líquidos pela resolução estadual nem a legislação Européia.

Na Figura 6.7 apresenta o diagrama de caixas para os SSV do esgoto bruto e os efluentes dos reatores UASB e RAH.

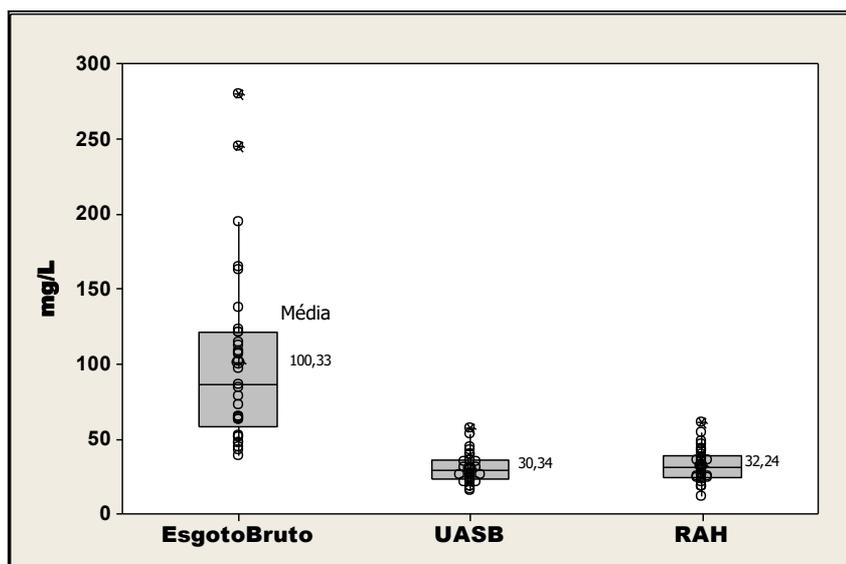


Figura 6.7 Diagrama de caixas para SSV do afluente (EB) e efluente do UASB e RAH

6.1.3 Prova T de Student

Com o objetivo de comparar os valores médios de DQO, DBO₅, SST e SSV entre o UASB e RAH foi necessário verificar a normalidade dos dados empregando o método de Anderson-Darling. Esta análise indicou que os dados apresentam uma distribuição normal podendo-se aplicar a prova t de Student para verificar se as médias destes parâmetros são diferentes estatisticamente entre o UASB e o RAH.

Na aplicação da prova t de duas amostras admite-se que as variâncias são iguais, sendo utilizado o software Minitab 16.

6.1.3.1. Prova t student para DQO, DBO, SST e SSV do UASB e RAH

Segundo o informe da prova t aplicada para a comparação das duas médias da DQO efluente nos reatores anaeróbios, a média do UASB não é significativamente diferente da média do RAH ($p=0,247$), o valor p calculado é maior que o nível de significância de $p=0,05$.

Há uma pequena diferença entre as médias da DBO dos reatores anaeróbios (125 mg/L do UASB e 120 mg/L do RAH), não obstante o resultado da prova t do efluente do UASB e do RAH deste parâmetro têm como resultado que as médias não são significativamente diferentes, o valor calculado de p (0,748) é maior que o nível de significância $p=0,05$.

De acordo com os resultados da prova de t Student para os sólidos suspensos totais dos reatores anaeróbios as concentrações médias não são estatisticamente diferentes, a média de SST para o UASB foi de 41,58 mgSST/L e de 39,75 mgSST/L para o RAH. O p calculado na prova ($p=0,670$) é muito maior que o nível de significância fixado para a prova t de $p>0,05$.

De acordo com o resultado da prova t de duas amostras presumindo variância equivalente a diferença da média do UASB e do RAH não é estatisticamente significativa, sendo que o p associado ($p=0,446$) é maior que o nível de significância da prova t ($p>0,05$)

Os resultados da prova t Student das médias de duas amostras dos reatores UASB e RAH para DQO, DBO, SST e SSV estão no Anexo III.

6.2 TDH E VELOCIDADE DE ESCOAMENTO NO RAH E NO UASB

O tempo de detenção médio ao longo da fase experimental do UASB foi de 11,8h, sendo que para reatores operados com temperaturas médias próximas a 20°C o TDH pode variar de 6 a 16 horas dependendo do tipo de efluente (Campos, 1999). A Tabela 6.6 mostra o TDH recomendado em um reator UASB de 4 m de altura em função da temperatura.

Tabela 6.6 TDH do reator UASB para o tratamento de esgoto doméstico^a

Temperatura do esgoto (°C)	TDH Média (h)	TDH Máx, pico de 4 a 6 h, (h)
16 – 19	10-14	7-9
20 – 26	7-9	5-7
> 26	6-8	4-5

^a Adaptado de Lettinga & Hulshoff Pol (1991)

Existem vários prejuízos de funcionamento associados ao TDH, entre eles a perda de biomassa excessiva no efluente, redução do tempo de residência celular e o desequilíbrio da biomassa no sistema pelo tempo de permanência no reator (Campos, 1999).

No RAH o tempo de detenção global (câmara de alimentação+câmara de manta de lodo) no sistema foi similar do que o TDH do UASB. O TDH médio do RAH foi de 11,8h como é apresentado na Figura 6.12.

O RAH deve ser avaliado distinto já que ele dispõe de uma câmara central de alimentação de fluxo descendente e meio suporte fixo seguido de uma câmara de fluxo ascendente e manta de lodo, fazendo que em cada compartimento tenha um TDH diferente relacionado com o volume de cada câmara.

O comportamento do TDH da câmara de entrada do RAH (figura 6.12) foi em média de 2,78h. Para a câmara de manta de lodo do RAH o TDH médio foi de 8,99h, ficando na faixa recomendada de 8 a 10 horas para o tratamento de esgoto doméstico em temperaturas amenas (Campos, 1999).

Na Figura 6.12 mostra o TDH do reator UASB e o TDH do RAH global e dividido em duas câmaras que constituem a tecnologia proposta.

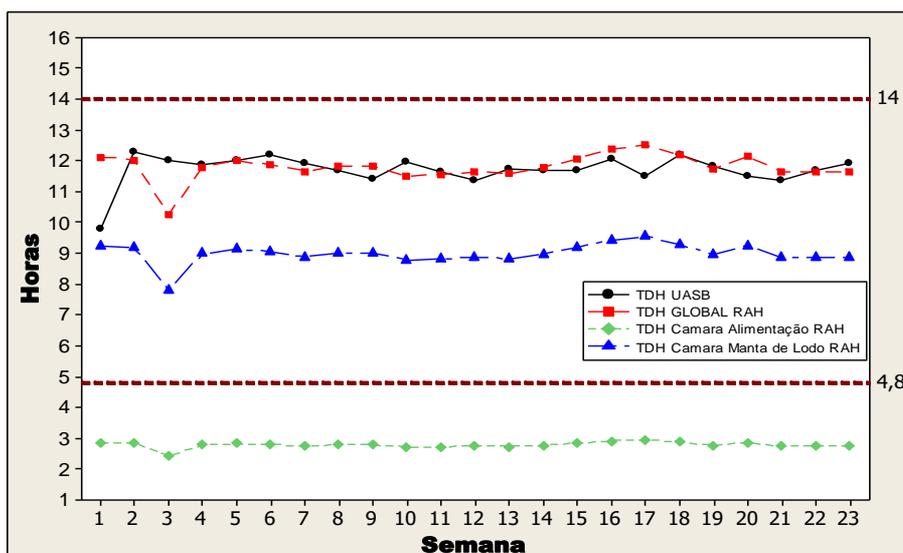


Figura 6.8 Gráfico do TDH no UASB e no RAH

O aumento da velocidade ascensional pode gerar efeitos contrários no sistema, por um lado, o aumento da velocidade ascensional aumenta a colisão entre as partículas em suspensão e o lodo e, por tanto, pode aumentar a eficiência de remoção dessas, por outro lado, o aumento da velocidade ascensional poderia aumentar a força de cisalhamento, conseqüentemente excedendo a velocidade de sedimentação das partículas e desagregação dos sólidos formados, deteriorando a

eficiência de remoção no sistema e possível perda de biomassa no efluente (Mahmound et al, 2003).

Devido à área da câmara de manta de lodo do RAH ser menor que a área da manta de lodo do UASB a velocidade ascensional no RAH será maior em comparação ao UASB. A Figura 6.13 apresenta as duas velocidades ascensionais dos reatores anaeróbios.

Para o reator UASB a velocidade média ascensional foi de $0,33 \pm 0,01$ m/h, abaixo da faixa recomendada para lodo floculento de 0,5 a 0,7 m/h para uma carga orgânica aplicada de até $6,0 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{d}$ (Chernicharo C. A., 2007).

Autores como Gonçalves et al (1994) e Man et al (1986) obtiveram reduções significativas na remoção de sólidos em suspensão relacionadas ao aumento da velocidade ascensional, o primeiro autor observou uma redução na eficiência de remoção de sólidos em suspensão com relação ao aumento da velocidade ascensional no sistema, variando de 70% SST (0,75 e 0,90 m/h) para 51% SST (3,4m/h) operando um reator de escoamento ascendente e tratando esgoto sanitário á 20 °C. Para Man e colaboradores a redução foi significativa para velocidades ascensionais superiores que 0,50 m/h.

Para o RAH a velocidade média ascensional na câmara de manta de lodo foi de $0,42 \pm 0,02$ m/h. Embora o RAH apresentasse velocidade ascensional superior que o UASB o desempenho do RAH na remoção de sólidos teve um comportamento estável e equilibrado, os resultados apresentados mostram que o UASB teve uma concentração média de SST de 42,2 mgSST/L e de 40,8 mgSST/L para o RAH, um pouco menor mas que não apresenta diferença significativa entre as médias.

Conforme os resultados obtidos não há uma tendência clara e significativa entre a redução da capacidade de remoção de sólidos suspensos com o aumento da velocidade ascensional. Aparentemente a perda de lodo não esta diretamente relacionada com a velocidade ascensional, mas uma tentativa para explicar o fenômeno esta provavelmente relacionada com o arraste pelo biogás gerado na degradação anaeróbia.

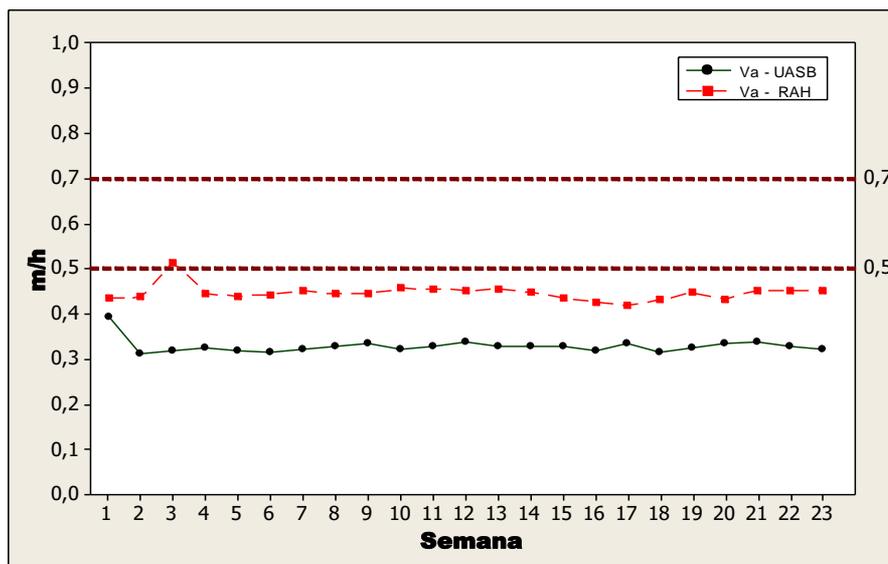


Figura 6.9 Gráfico da Velocidade Ascensional no UASB e no RAH

6.3 ESTABILIDADE DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA NO UASB E NO RAH

A avaliação da estabilidade do processo anaeróbio foi baseada em análises de parâmetros de controle operacionais pH, alcalinidade e temperatura ao longo da fase experimental nos dois reatores piloto.

O reator RAH e o UASB apresentaram um comportamento estável para o pH com valores na faixa 6,7 e 7,5 ideal para o crescimento das bactérias anaeróbias metanogênicas. Segundo Speece (1996), a faixa de pH recomendada para operar um reator anaeróbio é de 6,5 a 8,2.

Como é apresentado na Figura 6.14 os valores da alcalinidade dos efluentes dos reatores piloto RAH e UASB foram sempre maiores que a alcalinidade do afluente (esgoto bruto), permitindo que a capacidade de tamponamento do sistema ao interior do reator fosse maior, sendo que, a capacidade tampão é fundamental para evitar desbalanceamentos do processo anaeróbio pela alta produção e acúmulo de ácidos orgânicos. A faixa da distribuição dos dados obtidos da alcalinidade no RAH foi de 169 a 289 mgCaCO₃/L, com uma média de 228,9±31,5 mgCaCO₃/L e o a faixa no UASB foi de 175,8 a 273,9 mgCaCO₃/L com valor médio de 229,3±27,6 mgCaCO₃/L.

Aplicando o teste de coeficiente de correlação produto-momento de Pearson para analisar a força da dependência ou independência da alcalinidade em relação

ao pH para os sistemas piloto, observou-se com os resultados da prova ($r = -0,71$ para UASB e $r = -0,84$ para RAH) que há uma correlação das duas variáveis, neste caso, a relação causa-efeito é em direções opostas segundo o sinal negativo do resultado, e que a força da relação dos dados é significativa o que significa que as variáveis estejam relacionadas, no Anexo IV se apresentam os resultados do produto-momento de Pearson e a tabela como os dados experimentais.

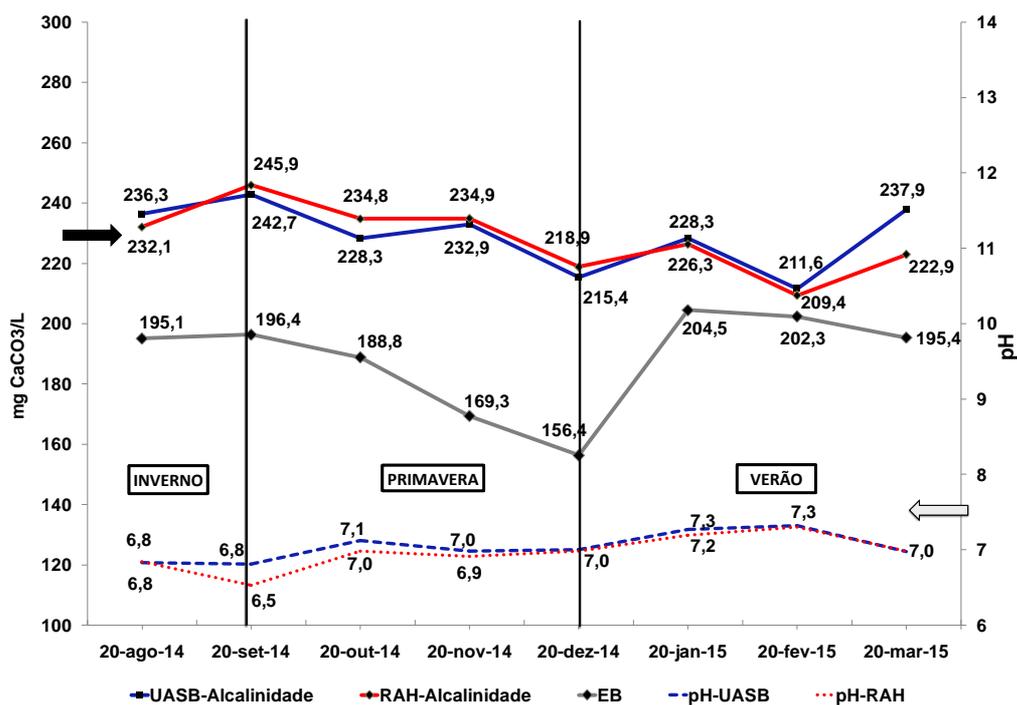


Figura 6. 10 Parâmetros da avaliação de estabilidade do processo de digestão anaeróbia

A temperatura é um fator importante na digestão anaeróbia. A temperatura média no período mais quente foi de $29,4 \pm 1,54^\circ\text{C}$ para o reator UASB e de $28,9 \pm 1,75^\circ\text{C}$ para o RAH. A eficiência de remoção média de DQO neste período foi de 74% e 72% para o UASB e o RAH respectivamente, sendo que, comparando as médias das duas amostras estas não apresentam diferença estatística significativa ($p = 0,812$).

No período mais frio do ano a temperatura média atingida para cada reator foi de $19,3 \pm 1,56^\circ\text{C}$ e $19,1 \pm 1,49^\circ\text{C}$ para o UASB e RAH. O desempenho de cada sistema foi significativamente menor comparativamente com os outros dois períodos monitorados. A remoção média de DQO neste período foi de 46% para o RAH e 56% para o UASB, segundo o teste *t de Student* as duas amostras não apresentam

diferença estatisticamente significativa ($p = 0,077$). A Tabela 6.7 apresenta as temperaturas médias estacionais no tempo do monitoramento dos reatores anaeróbios junto com a eficiência de remoção média de DQO atingida pelos sistemas.

Tabela 6.7 Temperatura média estacional nos reatores RAH e UASB

Estação	Periodo	Temperatura media efluente (°C)		% Remoção DQO	
		UASB	RAH	UASB	RAH
Inverno	Ago-Set	19,3±1,56	19,1±1,49	0,56±0,11	0,46±0,14
Primavera	Set-Dez	25,1±2,80	24,6±2,59	0,66±0,13	0,61±0,14
Verão	Dez-Mar	29,4±1,54	28,9±1,75	0,74±0,12	0,72±0,13

Aplicando o Teste-t para a comparação da temperatura média sazonal dos efluentes dos sistemas anaeróbios presumindo variâncias equivalentes, encontrou se que, segundo os valores de p para cada período estacional monitorado (inverno: $p=0,12$, primavera: $p=0,35$ e verão: $p=0,68$) as temperaturas médias dos efluentes dos reatores piloto não apresentaram diferença significativa entre eles. Os resultados das comparações das temperaturas médias sazonais mediante o Teste-t de Student e os dados brutos se apresentam no Anexo V.

Mesmo as temperaturas sazonais não apresentaram diferença significativa nos efluentes a eficiência de remoção de matéria orgânica nos diferentes períodos estacionais se apresentou, indicando assim que a temperatura influencia positivamente o desempenho dos reatores anaeróbios sendo que o UASB apresentou maior eficiência de remoção em inverno, primavera e verão.

Na Figura 6.11 se apresenta o comportamento da temperatura comparado com o desempenho operacional dos sistemas anaeróbios nas três estações monitoradas.

É claramente observável na figura que os piores resultados operacionais dos sistemas ocorreram na época mais fria do ano atingindo em média uma remoção de 0,56% e 0,46% para o UASB e o RAH, respectivamente. Segundo o resultado do teste t de Student as médias apresentam diferença significativa ($p = 0,120$).

Oposto ao inverno o verão teve médias de remoção maiores para os reatores anaeróbios 0,74% e 0,72% para o UASB e o RAH, as médias de esta época do ano dos reatores piloto não apresentaram diferença significativa ($p = 0,690$).

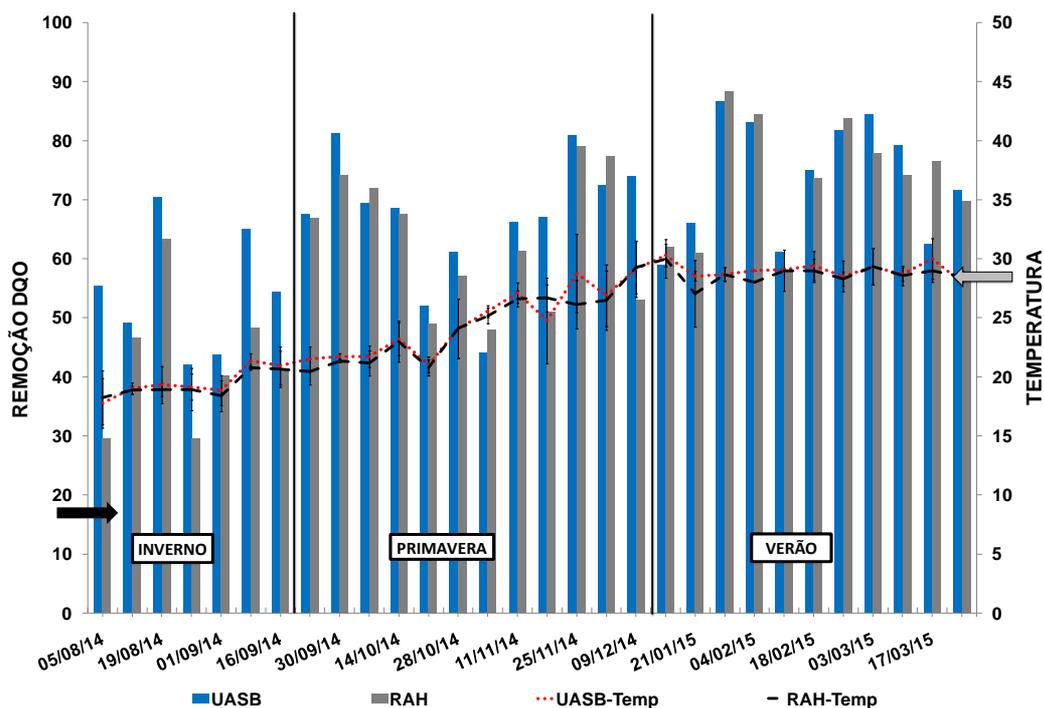


Figura 6.11 Valores da remoção de DQO (semanal) no inverno, primavera e verão

6.4 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA NO UASB E NO RAH

A biomassa nos reatores piloto anaeróbios (UASB e RAH) foi monitorada pelos parâmetros sólidos totais e voláteis em diferentes pontos ao longo da altura de cada reator.

A avaliação qualitativa do lodo, baseada na determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) não foi realizada devido à indisponibilidade do equipamento de laboratório requerido (respirômetro anaeróbio).

Os resultados obtidos do monitoramento da biomassa nos reatores pilotos são apresentados nas Tabelas 6.8 - 6.9 para o reator UASB e nas Tabelas 6.10 e 6.11 para o reator RAH.

Para se comparar os valores médios da biomassa (ST e STV) em cada reator e verificar se estes apresentam uma diferença estatisticamente significativa foi necessário realizar a prova da normalidade dos dados, a prova foi feita com o método de Anderson-Darling. Nos resultados observou-se que os dados apresentam uma distribuição normal podendo-se aplicar a prova t de Student para verificar se as médias na concentração de sólidos totais e sólidos totais voláteis ao longo da altura de cada reator variam entre o UASB e o RAH. A prova t de duas amostras admite-se

que as variâncias são iguais. As series históricas dos resultados obtidos no tempo de monitoramento são apresentados no Anexo VI.

Tabela 6.8 Perfil vertical de ST no reator UASB (mg/L)

Ponto de amostragem	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	N
U6 (3,0m)	14.462	1.582	17.966	12.978	9
U5 (2,5m)	18.811	5.958	30.196	14.574	9
U4 (2,0m)	17.077	1.642	20.096	14.860	9
U3 (1,5m)	17.291	958	18.816	15.724	9
U2 (1,0m)	19.795	1.618	22.680	18.056	9
U1 (0,5m)	36.385	8.149	53.553	28.356	9

Tabela 6.9 % de STV ao longo da altura do UASB

Ponto de amostragem	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	N
U6 (3,0m)	58,0	14,7	62,9	57,3	9
U5 (2,5m)	56,5	28,0	55,2	56,1	9
U4 (2,0m)	57,4	10,4	56,4	57,1	9
U3 (1,5m)	57,5	7,7	60,0	57,6	9
U2 (1,0m)	57,8	14,1	67,0	56,8	9
U1 (0,5m)	55,6	21,5	55,1	56,9	9

Tabela 6.10 Teor de ST ao longo da altura do reator RAH (mg/L)

Ponto de amostragem	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	N
RAH6 (3,0m)	363	69	481	290	8
RAH5 (2,5m)	406	92	546	301	8
RAH4 (2,0m)	10.768	1.447	13.650	9.198	8
RAH3 (1,5m)	11.037	1.520	14.138	9.138	8
RAH2 (1,0m)	11.153	683	11.952	10.228	8
RAH1 (0,5m)	25.003	6.142	32.004	14.944	8

Tabela 6.11 % de STV ao longo da altura do RAH

Ponto de amostragem	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	N
RAH6 (3,0m)	37,7	33,6	57,3	30,3	8
RAH5 (2,5m)	37,9	51,3	57,4	15,0	8
RAH4 (2,0m)	59,0	19,4	67,1	55,1	8
RAH3 (1,5m)	58,4	17,9	63,4	54,6	8
RAH2 (1,0m)	56,9	6,5	56,9	55,5	8
RAH1 (0,5m)	55,8	22,4	53,3	57,9	8

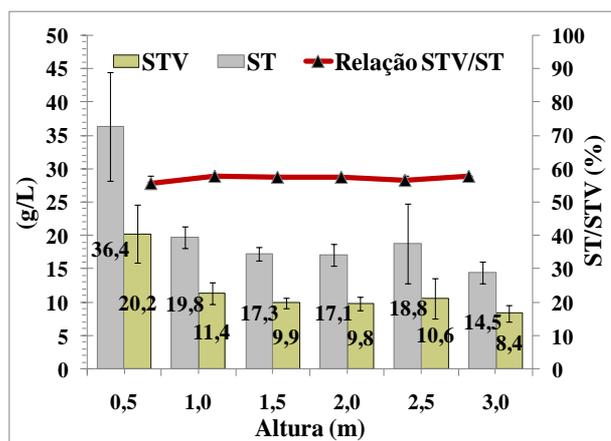
6.4.1 Perfil de sólidos no reator UASB

Segundo os resultados dos ST e dos STV durante o tempo de monitoramento da unidade piloto, verificou-se que a concentração média de sólidos totais ao longo da altura do reator varia, sendo que no fundo do reator apresenta uma concentração de 36.385 mg/L no ponto de amostragem U₁ (0,5 m de altura) e de 14.462 mg/L no ponto de amostragem U₆ (3 m de altura).

Uma particularidade que apresentou o reator UASB foi que no ponto de amostragem U₅ (2,5 m de altura) a concentração média de ST de 18.811 mg/L é maior que nos pontos de amostragem U₄ (2,0m de altura) e U₃ (1,5 m de altura) que tiveram 17.000 mg/L de concentração média de biomassa nos dois pontos, fato que pode estar relacionado com uma perda alta de biomassa no efluente do reator.

Avaliou-se, também, a porcentagem de STV em relação ao teor de ST ao longo das diferentes alturas do reator. A porcentagem média de STV no reator UASB foi de 57±16% (Tabela 6.9), equivalente a uma quantidade total de biomassa no compartimento de digestão de 197,7 kgSTV e uma concentração média de biomassa de 12,4 kgSTV/m³.

O perfil de ST e a porcentagem de STV na zona de digestão do reator UASB para as concentrações médias obtidas são apresentados na Figura 6.12.



Altura (m)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	% STV
3,0	14462±1582	8381±1230	58,0
2,5	18811±5958	10637±2983	56,5
2,0	17077±1642	9805±1024	57,4
1,5	17291±958	9946±765	57,5
1,0	19795±1618	11436±1615	57,8
0,5	36385±8149	20233±4345	55,6

Figura 6.12 Perfil de ST e %STV no reator UASB

6.4.2 Perfil de sólidos no reator RAH

Conforme os resultados obtidos e apresentados nas tabelas 6.10 e 6.11 o perfil de ST e STV no reator RAH é diferente comparado ao do reator UASB, no reator RAH o perfil de biomassa ao longo da altura da câmara de digestão apresenta uma concentração menor de biomassa em todos os pontos de coleta de lodo (Figura 6.13), análogo ao reator UASB o RAH apresenta uma maior concentração de biomassa no fundo do reator RAH₁ (0,5 m de altura) e uma concentração mais baixa de biomassa nas duas últimas tomadas RAH₅ e RAH₆ (2,5 m e 3 m de altura). A concentração média de sólidos no ponto de amostragem RAH₁ foi de 25.003 mg/L e de 406 e 363 mg/L para as tomadas RAH₅ e RAH₆, respectivamente.

Uma particularidade do perfil de sólidos do RAH foi que nas tomadas RAH₄, RAH₃ e RAH₂ a concentração média de sólidos (11.000mg/L) foi constante igual que a concentração de biomassa representada como STV (6.400 mg/L) como se pode observar na Figura 6.13.

A porcentagem média de STV em relação ao teor de ST ao longo da altura do RAH foi de 50±25%. A quantidade total de biomassa no compartimento de digestão foi de 23 kgSTV e a sua concentração média de biomassa foi de 3,68 kgSTV/m³. A análise dos perfis verticais de lodo dos reatores demonstra uma diferença notória na concentração da biomassa do reator UASB e do reator RAH, esta diferença poderia estar relacionada com a câmara de alimentação do reator híbrido que permite a

retenção de sólidos no meio suporte fixo, evitando assim um desenvolvimento mais pronunciado do lodo na câmara upflow do reator RAH.

Na figura 6.13 é apresentado o perfil de concentrações médias de sólidos totais e a porcentagem média de sólidos totais voláteis ao longo da altura do RAH.

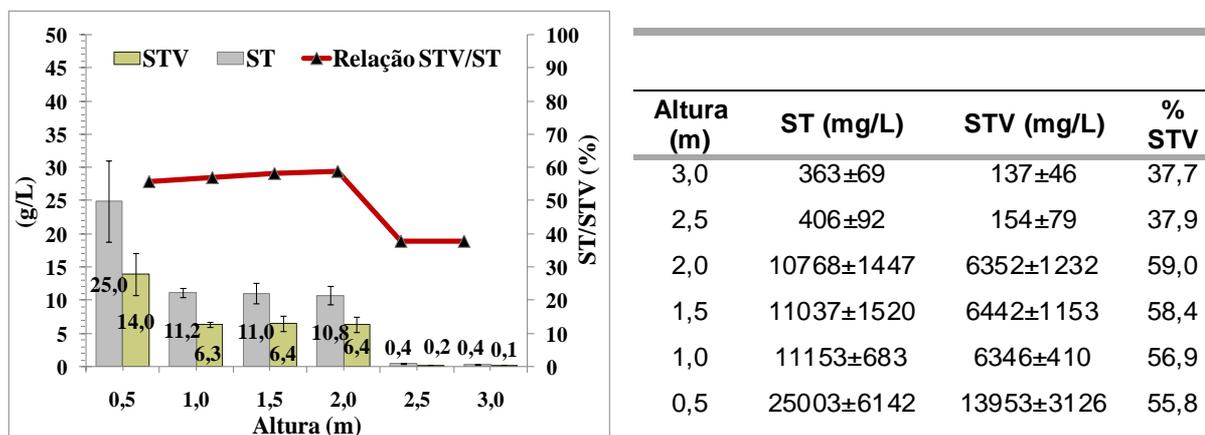


Figura 6.13 Perfil de ST e %STV no reator RAH

6.4.2.1. Prova t student para ST e STV do UASB e RAH

Para analisar os dois perfis de sólidos dos reatores piloto e avaliar a diferença ou não entre eles foi usado o teste t Student. A prova foi aplicada para as concentrações médias obtidas nos diferentes pontos de amostragem de lodo ao longo da altura do reator UASB e do RAH.

Foi realizada uma análise estatística das concentrações médias, testando a hipótese nula (H_0) de que as médias obtidas em cada ponto de amostragem poderiam ser consideradas iguais entre o UASB e o RAH com um nível de significância de 5%.

Segundo os resultados obtidos que indicaram que há diferenças estatisticamente significativas nas concentrações médias nos seis pontos de amostragem de lodo ao longo da zona de digestão nos reatores. A Tabela 6.12 apresenta os resultados da comparação estatística entre as concentrações médias do perfil de sólidos (ST e STV) dos reatores anaeróbios pilotos. Os resultados da prova t Student e os gráficos de valores individuais são apresentados no Anexo VII.

Tabela 6.12 Resultados da análise estatística utilizando o método t Student para as concentrações médias de ST e STV ao longo da altura do UASB e do RAH

Parâmetro	Ponto de Amostragem	Concentrações Médias (mg/L)	Valor T	Valor P	Diferença da média entre os reatores
ST	U ₆ RAH ₆	14462 363	20,34	P<0,05	Significativo
	U ₅ RAH ₅	18811 406	6,68	P<0,05	Significativo
	U ₄ RAH ₄	17077 10768	8,36	P<0,05	Significativo
	U ₃ RAH ₃	17291 11037	10,28	P<0,05	Significativo
	U ₂ RAH ₂	19795 11153	14,00	P<0,05	Significativo
	U ₁ RAH ₁	36385 25003	3,22	0,006	Significativo
	STV	U ₆ RAH ₆	8381 137	16,36	P<0,05
U ₅ RAH ₅		10637 154	7,27	P<0,05	Significativo
U ₄ RAH ₄		9805 6352	6,31	P<0,05	Significativo
U ₃ RAH ₃		9946 6442	7,47	P<0,05	Significativo
U ₂ RAH ₂		11436 6346	8,64	P<0,05	Significativo
U ₁ RAH ₁		20233 13953	3,38	0,004	Significativo

6.4.3 Descarte do lodo nos reatores UASB e RAH

Um dos objetivos da pesquisa foi estabelecer uma rotina de descarte de lodo nos reatores piloto anaeróbio, rotina que garantisse uma boa qualidade do efluente de cada unidade de tratamento e uma quantidade máxima possível de biomassa ativa ao interior do tanque sem risco de perda, que permitisse que o sistema sempre tivesse o número necessário de microorganismos para a conversão da matéria orgânica.

A retirada do lodo de excesso (biomassa e material em suspensão inerte) permite ao sistema manter o balanço entre a biomassa existente e o estímulo para o crescimento de novas bactérias anaeróbias.

Para estabelecer o melhor critério de descarte do lodo é preciso fazer a avaliação da massa mínima de sólidos voláteis necessária para garantir a capacidade de digestão da matéria orgânica e a massa máxima de sólidos aceitável no reator a fim de evitar perdas de sólidos (biomassa) no efluente e/ou sobrecarga do reator.

A massa mínima de sólidos (biomassa) pode ser estimada em função da carga média de DQO aplicada e do valor da Atividade Metanogênica Específica do lodo. A AME indica a capacidade das bactérias metanogênicas em converter o substrato orgânico em metano e gás carbônico.

A massa máxima média de sólidos no reator anaeróbio UASB foi de 197,7 KgSTV o equivalente ao 56,7% dos sólidos totais (348,6 KgST) e a massa máxima média no reator RAH foi de 22,8 KgSTV equivalente ao 56,7% dos sólidos totais (40,2KgST) da câmara de digestão.

Como não foi possível desenvolver o teste de AME bem como estimar a biomassa retida na câmara descendente do reator RAH, a metodologia utilizada para descarte de lodo foi baseada na relação STV/ST. O descarte nos sistemas anaeróbios (UASB e RAH) foi feito avaliando a fração de sólidos voláteis nos diferentes pontos de amostragem de sólidos ao longo da câmara de digestão do UASB e do RAH. A Figura 6.18 apresenta a variação da relação STV/ST durante o tempo de monitoramento da biomassa.

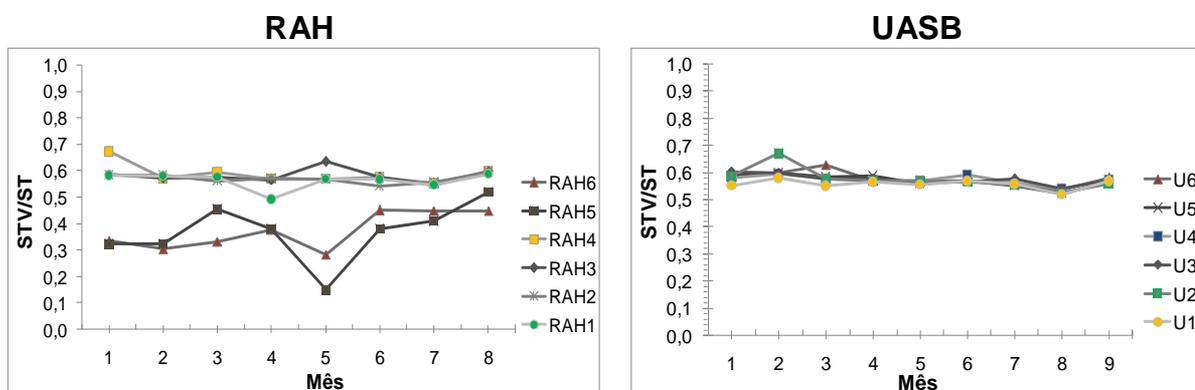


Figura 6.14 Variações da relação STV/ST mensal nos reatores para descarte do lodo

Como se pode observar na Figura 6.18, o reator UASB (direita) apresentou uma relação de sólidos voláteis acima de 0,5, os valores da relação situam-se na faixa 0,5 a 0,7 nas diferentes zonas da câmara de digestão do reator o que pode indicar maior estabilidade operacional do sistema. O descarte no reator UASB foi feito nas tomadas U₆, U₅ e U₄ principalmente já que a variação na fração de biomassa ao longo da altura do reator foi mínima, o descarte foi feito por um período de 30 minutos, aproximadamente de 2 m³ de volume de biomassa equivalente ao 10% do volume útil de reator (18,9 m³).

O reator RAH (esquerda) apresentou uma relação menor de sólidos voláteis nas tomadas RAH₆ e RAH₅ comparativamente com o UASB, o valor médio da relação STV/ST nestes pontos foi de 0,40 e 0,41, respectivamente. Para as tomadas RAH₄, RAH₃, RAH₂ e RAH₁ a relação de sólidos voláteis (STV/ST) apresentou uma fração de sólidos voláteis superior ao 50% dos ST, sendo que a faixa dos valores da relação para as tomadas foi de 0,5 a 0,7 indicando que a quantidade de biomassa nestes pontos foi alta.

O descarte do reator RAH foi feito principalmente das tomadas superiores RAH₆ e RAH₅ por apresentar uma fração de STV menores que nas outras tomadas e foi complementado com o ponto RAH₄ para poder retirar um volume maior de biomassa do reator. Tendo em conta que o volume da câmara da manta de lodo é menor no RAH (14,4 m³) o descarte foi feito num período menor de tempo (20 minutos) e o volume retirado de biomassa foi de aproximadamente 1,5 m³ aproximadamente o 10% do volume da câmara upflow.

O descarte nos reatores anaeróbios (RAH e UASB) foi feito com uma frequência de 30 dias, conforme sugerido por Chernicharo (2007). Normalmente o efluente do reator UASB apresentava um alto conteúdo de sólidos que era de fácil percepção visual no momento da toma de amostra do efluente indicando acumulo excessivo do lodo ao interior do tanque. Aplicando esta metodologia e a rotina de descarte foi possível manter uma quantidade de biomassa estável ao interior do reator o que provavelmente contribuiu para o desempenho estável dos reatores.

A Tabela 6.13 apresenta o resumo da metodologia adotada para o descarte de lodo nos reatores UASB e RAH.

Tabela 6.13 Descarte do lodo nos reatores UASB e RAH

Reator	Massa Máx (KgST)	Relação média (STV/ST)	Tempo de descarte (min)	Volume descarte (m3)	Frequência (dias)	Tomadas de descarte
UASB	348,6	UASB ₆ - 0,58	30	2	30	UASB ₆
		UASB ₅ - 0,57				UASB ₅
		UASB ₄ - 0,57				UASB ₄
		UASB ₃ - 0,57				
		UASB ₂ - 0,58				
		UASB ₁ - 0,56				
RAH	40,2	RAH ₆ - 0,37	20	1,4	30	RAH ₆
		RAH ₅ - 0,37				RAH ₅
		RAH ₄ - 0,59				RAH ₄
		RAH ₃ - 0,58				
		RAH ₂ - 0,57				
		RAH ₁ - 0,56				

6.4.4 Perfil de sólidos 24h

Durante o tempo de monitoramento dos reatores anaeróbios observou-se que o reator UASB apresentou uma alta perda de sólidos no efluente em diferentes horas do dia, principalmente nas horas da tarde e sem uma frequência definida no tempo.

Como já foi descrito no Capítulo 5 de Materiais e Métodos, foram realizadas duas jornadas de monitoramento dos efluentes por um período de 24 horas.

Segundo os resultados obtidos no primeiro e segundo monitoramento de 24h, o reator UASB apresentou um efluente com maior concentração de SST e turbidez no primeiro monitoramento, com maior perda de biomassa visualmente perceptível. Observou-se também que o efluente do reator UASB teve mais eventos de perda de biomassa ao longo das 24 horas. Destaca-se que em 50% das horas monitoradas os valores de turbidez e SST foram superiores a 200 NTU e 400 mgSST/L. O valor máximo foi de 532 NTU para a turbidez e de 946 mgSST/L.

Na segunda campanha de monitoramento para o UASB os resultados foram diferentes, a turbidez e a concentração de os SST foram inferiores que os valores da primeira jornada, apresentando um efluente com menos variações de concentração

e turbidez e um efluente de maior qualidade. Os valores obtidos de turbidez e SST dos efluentes dos sistemas anaeróbios se apresentam no Anexo VIII.

O RAH apresentou um efluente mais estável em termos de perda de biomassa, os valores de turbidez e SST foram baixos que o efluente do UASB, o valor máximo de turbidez e SST foi de 50,1 NTU e 87,5 mgSST/L, respectivamente.

O RAH apresentou uma faixa menor da distribuição dos dados de turbidez e SST, para turbidez a faixa foi de 30 a 100 NTU e para SST a faixa foi de 32 a 100 mgSST/L.

Como se pode observa na Figura 6.15 o comportamento da turbidez e dos SST é semelhante, o que leva a concluir de antemão, que segundo os gráficos os parâmetros apresentam uma relação direta, quando a turbidez apresentou um valor elevado o valor dos SST foi alto também. Para avaliar a força da relação das duas amostras (Turbidez e SST) foi feita a prova de linearidade ou correlação produto-momento de Pearson aplicada nos dados obtidos.

Na Figura 6.15 se apresenta o perfil de turbidez e SST no reator UASB (esquerda) e o perfil de turbidez e SST no reator RAH (direita) da primeira e segunda jornada de monitoramento dos efluentes. Os resultados e imagens dos monitoramentos 24h dos efluentes dos reatores anaeróbios são apresentados no Anexo VIII.

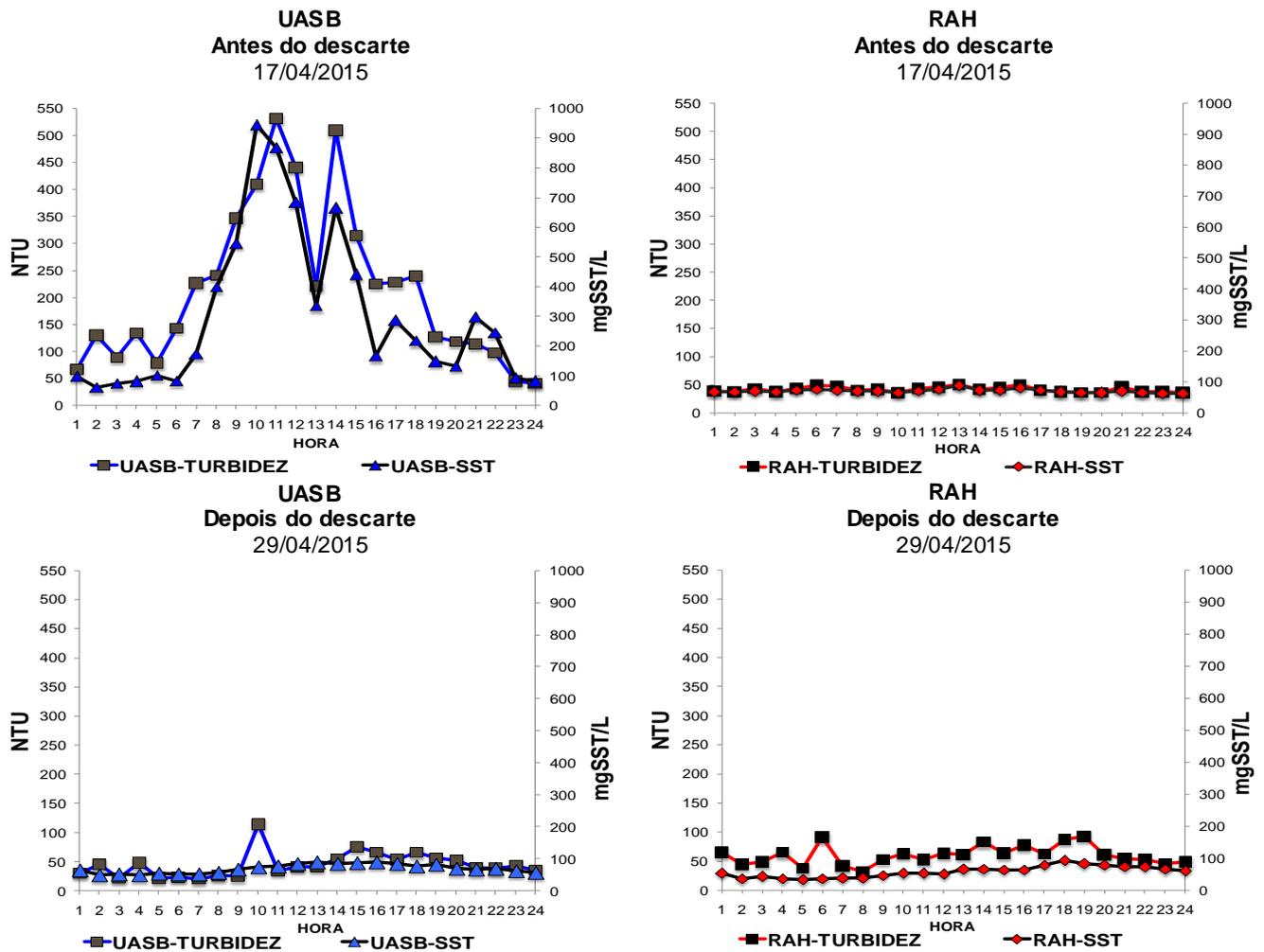


Figura 6.15 Perfil de turbidez e SST do efluente do UASB e do efluente do RAH monitoramento 24h

6.4.4.1. Pearson Turbidez e SST

Após verificação da distribuição normal das variáveis, foi determinado o coeficiente de correlação produto-momento de Pearson para a turbidez e os SST para o efluente de cada reator.

Segundo os resultados da Tabela 6.14, o produto-momento de Pearson apresenta valores positivos e próximos de um (1) para o primeiro monitoramento dos efluentes. No segundo monitoramento os valores são positivos próximos de 0,5, o que indica que para os dois monitoramentos o coeficiente de Pearson apresentou correlação forte entre as duas variáveis o que é interpretado como uma relação estatisticamente significativa.

Tabela 6.14 Resultados da análise estatística utilizando o método de correlação de Pearson para turbidez e SST no efluente do UASB e RAH monitorado por um período de 24 horas

Data	Reator	Parâmetro	Máximo	Mínimo	Pearson	Força da correlação
17/04/15 (Antes do descarte)	UASB	Turbidez	532	40,4	0,909	Significativa
		SST	946	60		
	RAH	Turbidez	50,1	34,9	0,902	Significativa
		SST	87,5	63		
29/04/15 (Depois do descarte)	UASB	Turbidez	114	20,8	0,549	Significativa
		SST	91,2	50		
	RAH	Turbidez	92,4	32,1	0,477	Significativa
		SST	92,5	32,5		

A análise de regressão linear entre os resultados dos SST e da Turbidez no efluente do reator RAH e o UASB, na primeira jornada, resultou em equações de ajuste com o R-quadrado acima de 0,8 indicando correlação satisfatória dos dados em eventos com alta perda de biomassa no efluente (Figura 9), sendo fatível o uso da turbidez como parâmetro de controle operacional para avaliar o excesso do lodo no reator. Caso contrario aconteceu com o R-quadrado no ajuste lineal dos dados de turbidez e SST depois do descarte, ainda sendo um valor baixo existe força de correlação entre os parâmetros de acordo com os resultados do método de correlação de Pearson.

Os coeficientes de correlação para o RAH (turbidez e SST) e o UASB (turbidez e SST) antes do descarte foram $p = 0,902$ e $p = 0,909$. Para os dados de cada efluente obtidos depois do descarte de lodo os coeficientes de correlação foram $p = 0,477$ e $p = 0,549$ para o RAH o para UASB respectivamente. Em ambos os casos existe correlação estatística das duas variáveis, sendo que para o primeiro episódio as variáveis estão fortemente relacionadas

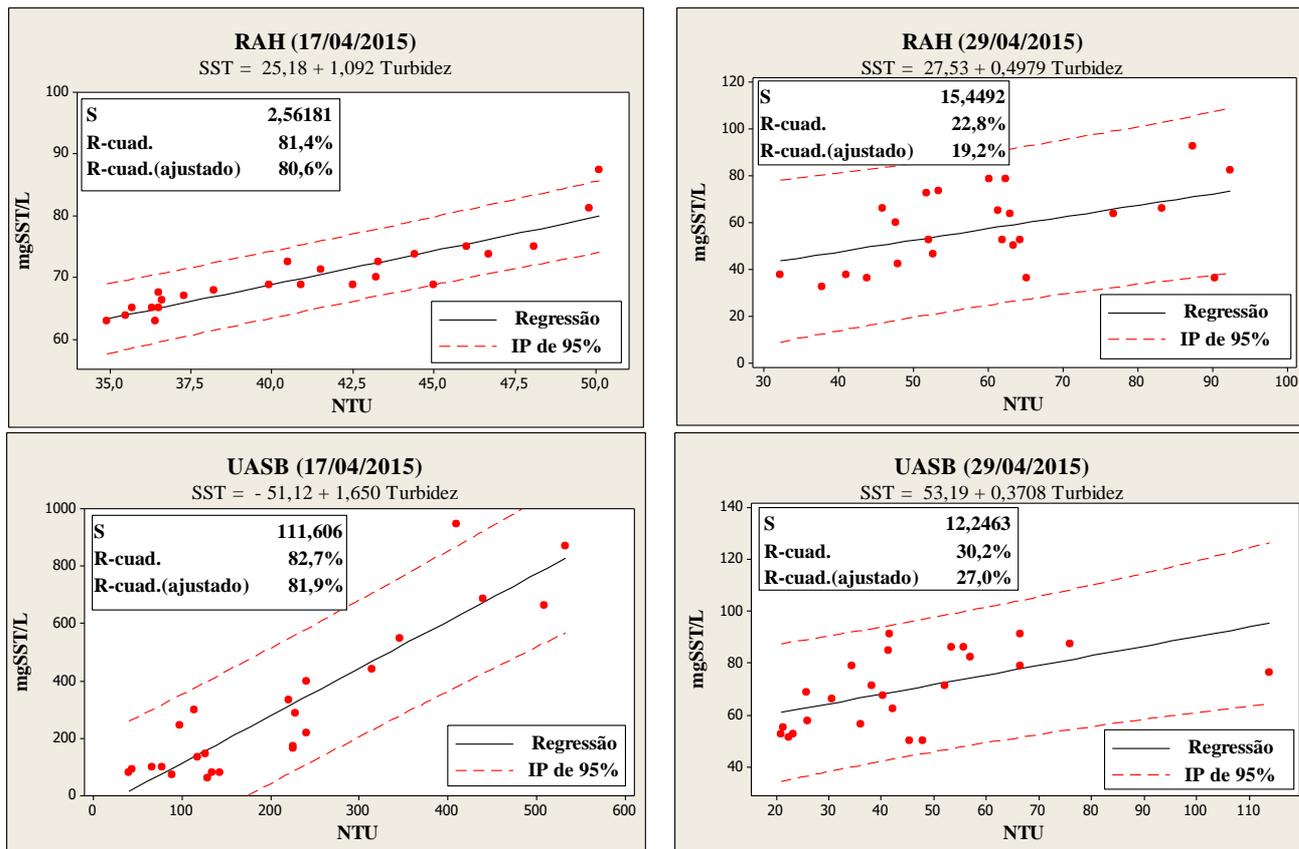


Figura 6.16 Regressão linear dos SST e da Turbidez efluentes UASB e RAH

6.5 Biogás

Como já mencionado anteriormente, no transcorrer da fase experimental não foi possível levar a cabo a instalação dos gasômetros para medir o biogás gerado no reator UASB e no reator RAH. A finalidade da medição do biogás era fazer a comparação da taxa de produção de metano real e sua composição nos sistemas piloto.

Neste caso, a quantidade de biogás gerado no processo de digestão anaeróbia nos reatores UASB e RAH foi estimada de forma teórica com aplicação das equações 5.1, 5.2 e 5.3.

Como se pode observar na Figura 6.21, a produção teórica estimada de biogás foi variável ao longo do tempo, o valor médio de metano produzido no reator UASB foi de 2,31 m³/d e de 2.37 m³/d no reator RAH, não apresentando diferença estatística significativa entre as duas produções teóricas.

A Figura 6.21 apresenta a produção teórica calculada média de biogás nos diferentes períodos sazonais nos sistemas pilotos anaeróbios.

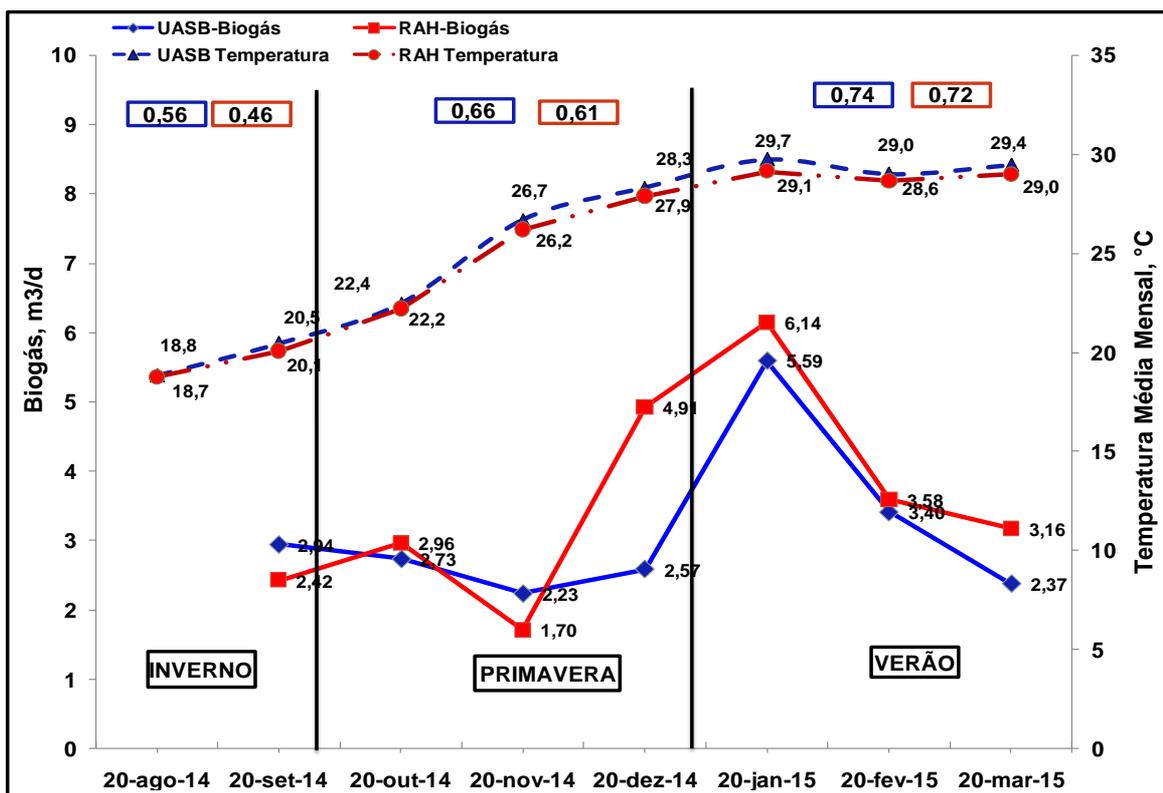


Figura 6.17 Produção teórica de biogás nos reatores UASB e RAH

6.6 AGV E DQO

Os AGVs foram analisados por quatro métodos titrimétricos descritos no capítulo anterior (D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY). Segundo os resultados obtidos pelos diferentes métodos titrimétricos percebe-se que a concentração de AGVs do efluente do UASB é menor comparativamente ao efluente do RAH. A Tabela 6.15 apresenta os valores das concentrações médias obtidas por cada método para o reator UASB e RAH.

Tabela 6.15 Concentração média de AGVs nos efluente do reator UASB e RAH por quatro métodos titrimétricos (D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY)

AGV (mgHAcL)	UASB				RAH			
	D&AA	D&AM	KAPP	RIPLEY	D&AA	D&AM	KAPP	RIPLEY
Média	29,0	36,8	17,8	39,0	38,8	47,2	35,3	41,8
DP	10,4	12,4	10,7	12,6	17,6	21,0	20,6	12,3
Max	50,3	59,1	46,3	57,3	78,5	92,2	66,7	63,4
Mín.	13,3	15,6	3,8	9,0	12,0	17,1	3,5	25,5
N	19	15	15	15	19	15	15	15

Da mesma forma foi avaliada a influência da câmara de alimentação de meio suporte fixo no desempenho operacional do reator híbrido, na qual foram observadas valores significativamente mais elevados de AGVs, possivelmente devido à alta concentração de matéria orgânica particulada e dissolvida acumulada no interior desta câmara por ação do biofilme sobre o substrato de entrada. Estes valores estão de acordo com os resultados do balanço de DQO no interior do reator RAH.

Na Figura 6.22 são apresentadas as séries históricas da concentração de AGVs calculados com os quatro métodos titrimétricos do efluente do reator UASB e do RAH. A concentração dos AGVs nos efluentes não superou os 100 mgHAc/L com tendência similar nos métodos de D&AA, D&AM, e KAPP. Destaca-se que apenas o método de RIPLEY apresentou um comportamento diferente dos demais.

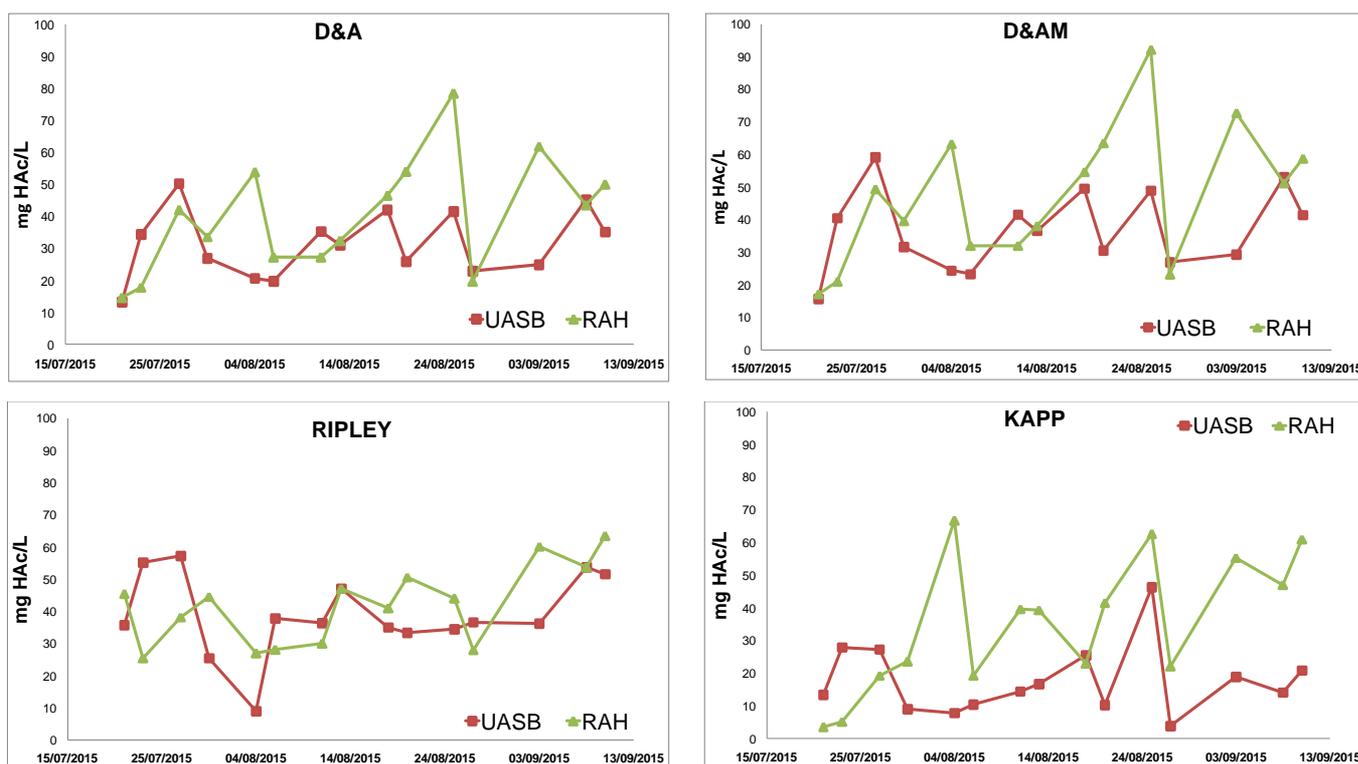


Figura 6.18 Concentração de AGVs nos efluentes dos reatores UASB e RAH por quatro métodos titrimétricos (D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY)

A câmara de alimentação do RAH apresentou valor médio de AGVs significativamente maior que os efluentes dos reatores anaeróbios UASB e RAH, demonstrando assim, que a câmara tem uma alta atividade hidrolítica e acidogênica fornecendo condições ideais para a formação de matéria dissolvida como AGVs

conforme apresentado na Tabela 6.16. O método D&AM apresentou maior concentração média (83,7 mgHAc/L) dos quatro métodos testados.

A Tabela 6.16 mostra as concentrações médias de AGVs na câmara de alimentação do reator híbrido obtidas com os diferentes métodos titrimétricos.

Tabela 6.16 Concentração média de AGVs na câmara de alimentação (R-RAH) do RAH por quatro métodos titrimétricos (D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY)

AGV (mgHAc/L)	R-RAH			
	D&AA	D&AM	KAPP	RIPLEY
Média	62,8	83,7	61,9	75,3
DP	29,3	31,8	25,3	14,6
Max	119,1	140,0	102,6	98,9
Mín.	22,2	29,2	17,2	49,6
N	19	15	15	15

Na figura 6.19 mostra o comportamento da concentração de AGVs ao interior da câmara de alimentação R-RAH e no efluente do reator anaeróbio híbrido. O RAH apresentou concentrações médias de AGVs maiores comparativamente com o reator UASB, fato que pode estar diretamente relacionado com a alta produção de matéria orgânica dissolvida facilmente biodegradável (AGVs) gerada nesta câmara; demonstrando assim que a câmara tem um alto potencial de conversão do material hidrolisado em os principais produtos da etapa de acidogêneses (ácido propiônico, butírico, valérico, isovalérico, capróico, acético, láctico, dióxido de carbono, ácido sulfídrico e hidrogênio).

Os produtos gerados na fase acidogênica são depois utilizados pelas baterias metanogênicas acetoclásticas e pelas arqueas metanogênicas presentes na câmara de manta de lodo (upflow) para a conversão final do processo anaeróbio em metano e dióxido de carbono.

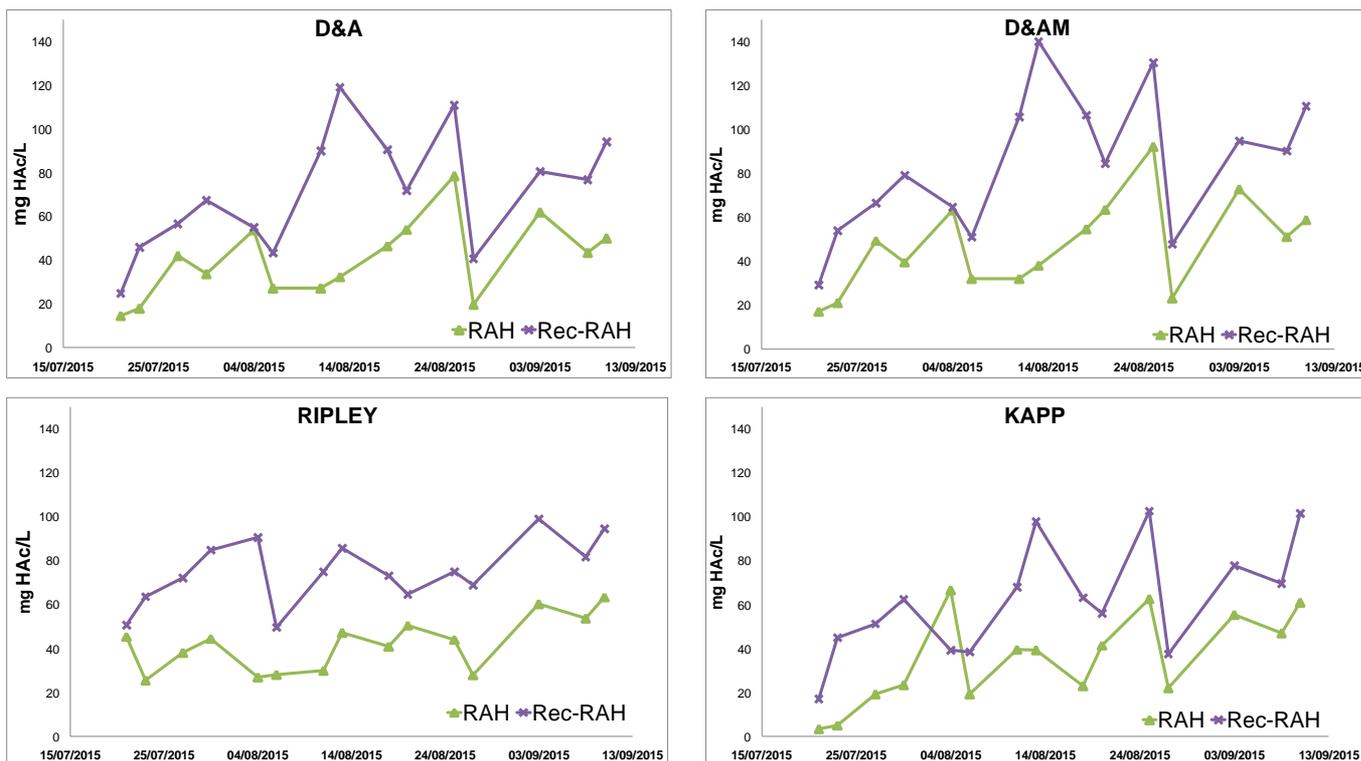


Figura 6.19 Concentração de AGVs no efluente e na câmara de alimentação (R-RAH) do reator RAH por quatro métodos titrimétricos (D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY)

A Tabela 6.17 apresenta os resultados do método ANOVA aplicado aos dados de concentração de AGVs obtidos pelos quatro métodos titrimétricos (D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY) para o efluente do reator UASB.

Tabela 6.17 ANOVA para os valores das concentrações médias de AGVs pelo método de D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY para o efluente de UASB

Método	N	Média	Desv. Padrão	Agrupação Tukey
D&A	19	29,01	10,43	A
D&AM	15	36,76	12,35	A
RIPLEY	15	39,02	12,60	A
KAPP	15	17,76	10,70	B

Os resultados obtidos com o método ANOVA para o efluente do reator UASB indica que as médias dos métodos de DiLallo & Alberston com Aquecimento (75 ± 5 °C por 3 min.), DiLallo & Alberston Modificado e Ripley podem ser considerados equivalentes com um nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$). Ao mesmo

tempo o método de Kapp apresentou uma concentração média significativamente diferente dos outros três métodos. Os resultados do método ANOVA são apresentados no Anexo IX.

A Tabela 6.18 apresenta os resultados do método ANOVA aplicado para os dados de concentração de AGVs obtidos pelos quatro métodos titrimétricos (D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY) para o efluente do reator RAH.

Tabela 6.18 ANOVA para os valores das concentrações médias de AGVs pelo método de D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY para o efluente de RAH

Método	N	Média	Desv. Padrão	Agrupação Tukey
D&A	19	38,76	17,64	A
D&AM	15	47,23	21,04	A
RIPLEY	15	41,80	12,25	A
KAPP	15	35,26	20,55	A

Os resultados do método ANOVA para o efluente do reator híbrido RAH indicam que as médias dos métodos de DiLallo & Alberston com Aquecimento (75 ± 5 °C por 3 min.), DiLallo & Alberston Modificado, Ripley e Kapp são considerados equivalentes com um nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$), sendo que as concentrações médias de AGVs no efluente do RAH não apresentaram diferença estatisticamente significativa. Os resultados do método ANOVA para o efluente do RAH são apresentados no Anexo IX.

A Tabela 6.19 apresenta os resultados do método ANOVA aplicado aos dados de concentração de AGVs obtidos pelos quatro métodos titrimétricos (D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY) para a câmara de alimentação do reator híbrido RAH.

Tabela 6.19 ANOVA para os valores das concentrações médias de AGVs pelo método de D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY para a câmara de alimentação (R-RAH) do RAH

Método	N	Média	Desv. Padrão	Agrupação Tukey
D&A	19	62,76	29,31	A
D&AM	15	83,66	31,79	A
RIPLEY	15	75,30	14,57	A
KAPP	15	61,88	25,28	A

Segundo os resultados do método ANOVA para a câmara de alimentação do RAH (R-RAH) indica que as médias dos métodos de DiLallo & Alberston com Aquecimento (75 ± 5 °C por 3 min.), DiLallo & Alberston Modificado, Ripley e Kapp são considerados equivalentes entre os métodos com um nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$), sendo que as concentrações médias de AGVs na câmara “downflow” do RAH não apresentaram diferença estatisticamente significativa. Os resultados do método ANOVA são apresentados no Anexo VIII.

Com os resultados dos testes estatísticos ANOVA para o efluente do UASB, RAH e para a câmara interna de alimentação R-RAH pode se concluir que os métodos titrimétricos empregados para o cálculo dos AGVs obtiveram resultados aceitáveis apresentando concentrações médias estatisticamente iguais para os diferentes métodos, dentro de um nível de significância de 5%, concluindo assim que os quatro métodos podem ser considerados equivalentes para a determinação de AGVs do esgoto sanitário da ETE São João Navegantes; sendo que, só no caso do método de Kapp do efluente do UASB apresentou diferença na concentração média de AGVs diferente dos outros métodos.

Neste caso, recomenda-se os métodos de Kapp e Ripley, como ferramentas para o controle e operação de sistemas anaeróbios devido principalmente à simplicidade metodológica dos mesmos e ao curto tempo requerido para a obtenção de resposta analítica. Os métodos de Kapp e Ripley apresentaram bom desempenho para a determinação de ácidos graxos voláteis do efluente dos reatores UASB, RAH e na câmara de alimentação do reator híbrido (R-RAH). Na Tabela 6.20 se mostra os resultados do teste ANOVA com o método de agrupação de Tukey nos efluentes do UASB e RAH pelos quatro métodos titrimétricos. As médias que não compartilham a mesma letra são significativamente diferentes.

Tabela 6.20 ANOVA para os valores das concentrações médias de AGVs pelo método de D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY para o afluente do UASB e do RAH

Método/Reator	N	Média±DP	Agrupação Tukey	
D&AM/RAH	15	47,23±21,04	A	
RIPLEY/RAH	15	41,80±12,25	A	B
RIPLEY/UASB	15	39,02±12,60	A	B
D&A/RAH	19	38,76±17,64	A	B
D&AM/UASB	15	36,76±12,35	A	B

Tabela 6.20 ANOVA para os valores das concentrações médias de AGVs pelo método de D&AA, D&AM, KAPP e RIPLEY para o afluente do UASB e do RAH

Método/Reator	N	Média±DP	Agrupação Tukey		
KAPP/RAH	15	35,26±20,55	A	B	
D&A/UASB	19	29,01±10,43		B	C
KAPP/UASB	15	17,76±10,70			C

Para o cálculo da fração da matéria orgânica particulada e dissolvida foi realizado um balanço de DQO e AGVs no reator RAH e no reator UASB. O balanço de matéria orgânica permitiu analisar o comportamento da matéria particulada e matéria dissolvida ao interior do reator híbrido RAH e no reator UASB.

Na Figura 6.24, 6.25, 6.26 e 6.27 se apresentam as concentrações de DQO particulada e dissolvida no esgoto bruto (EB), no efluente do reator UASB, no efluente do RAH e na câmara de alimentação do RAH (R-RAH).

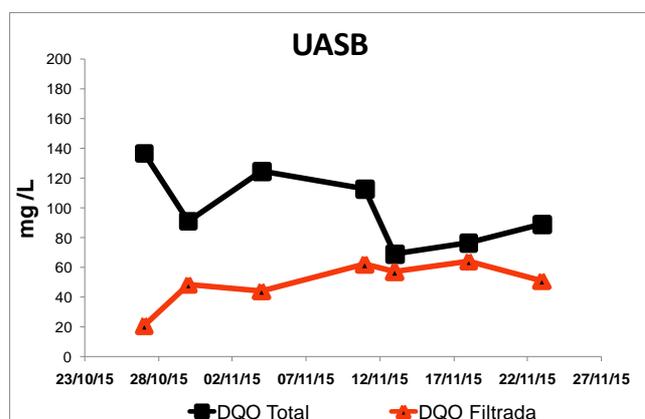


Figura 6.20 Concentração de DQO_{Total} e DQO_{Filtrada} no efluente do UASB

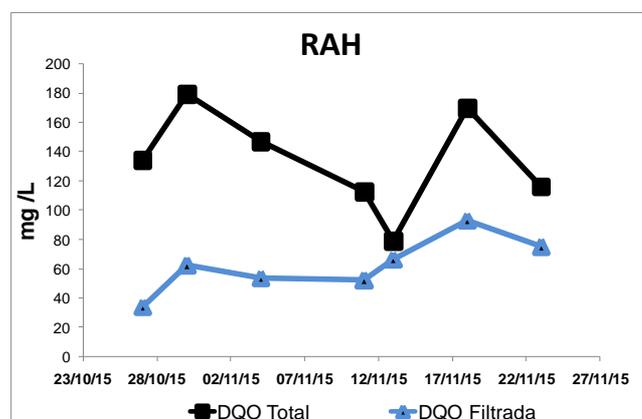


Figura 6.21 Concentração de DQO_{Total} e DQO_{Filtrada} no efluente RAH

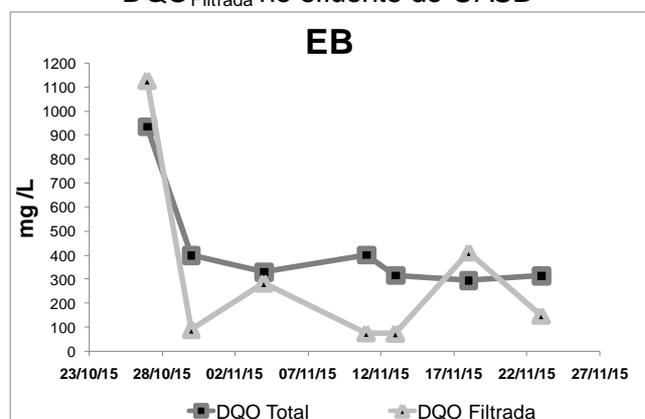


Figura 6.22 Concentração de DQO_{Total} e DQO_{Filtrada} no afluente (EB)

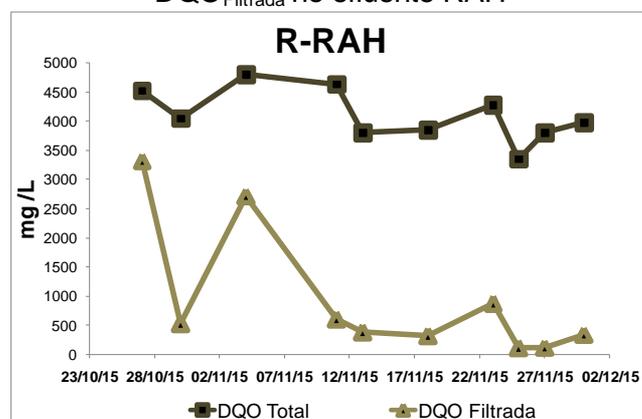


Figura 6.23 Concentração de DQO_{Total} e DQO_{Filtrada} na câmara de alimentação do reator híbrido (R-RAH)

Segundo os resultados obtidos, o reator RAH apresentou uma concentração média no efluente superior de aproximadamente o 25% para a DQO_{Total} e de 20% para a $DQO_{Filtrada}$ ($134,1 \pm 34,9$ mgO_2/L e de $62,6$ mgO_2/L) comparativamente como efluente do reator UASB. A concentração média do reator UASB foi de $99,98 \pm 25,3$ mgO_2/L e de $49,9 \pm 14,6$ mgO_2/L para DQO_{Total} e $DQO_{Filtrada}$ respectivamente.

A comparação das concentrações médias da DQO_{Total} dos efluentes dos reatores anaeróbios UASB e RAH indica que as médias não são significativamente diferentes segundo o valor p calculado (valor-P=0,058) da teste t com hipóteses nula de medias iguais, similar ocorreu com as concentrações médias da $DQO_{Filtrada}$ dos mesmo efluentes que apresentou um valor de p (Valor-P = 0,18).

Como mostrado na Figura 6.27, a câmara de alimentação do RAH apresentou uma concentração de DQO_{Total} na faixa de 3300 a 5000 mgO_2/L com concentração média de $4116,5 \pm 426,5$ mgO_2/L , claramente superior comparada aos efluentes dos sistemas anaeróbios, fato que pode ser atribuído à alta retenção de sólidos no material inerte.

Entretanto a concentração da $DQO_{Filtrada}$ na câmara de alimentação do RAH (R-RAH) foi menor, mas com uma variabilidade mais marcante como se observa no desvio padrão ($926,9 \pm 1075,8$ mgO_2/L).

Foi também determinada a fração da $DQO_{Solúvel}$ correspondente à presença de AGVs, na câmara descendente do reator RAH e nos efluentes dos sistemas anaeróbios. A determinação de ácidos graxos voláteis (AGVs) foi baseada no método de Kapp, recomendada anteriormente pela sua simplicidade e o tempo de resposta. Foi adotado o fator de equivalência de 1,07 mgO_2/L por 1 mg de HAc/L para estimar a porcentagem de AGVs da matéria orgânica dissolvida.

Nas Figuras 6.28, 6.29 e 6.30 são apresentados os valores da concentração de DQO_{total} , $DQO_{Dissolvida}$, e AGVs nos efluentes dos reatores anaeróbios piloto e na câmara descendente do reator híbrido. Observa-se que a concentração de $DQO_{equivalente}$ de AGVs no efluente do RAH apresentou concentrações correspondentes a cerca de 40% até 100% $DQO_{dissolvida}$ total, a concentração média $DQO_{equivalente}$ de AGVs foi de $46,6 \pm 10,1$ mgO_2/L correspondente a cerca de 80% da $DQO_{dissolvida}$ total no efluente do reator híbrido RAH.

No entanto, o efluente do UASB apresentou valores de concentrações $DQO_{equivalente}$ de AGVs com proporções de cerca de 20% até 94% no efluente. A

concentração média de AGVs, expressa em termos de $DQO_{\text{dissolvida}}$ foi de $22,2 \pm 6,8$ mgO_2/L .

Comparando as concentrações médias de DQO_{total} , $DQO_{\text{Dissolvida}}$, e a concentração de AGVs equivalente dos efluentes do UASB e RAH conclui-se que o reator híbrido apresentou um efluente com maior concentração média de DQO_{Total} ($134,1 \pm 34,9$ mgO_2/L). Do 100% da matéria orgânica total que sai do sistema cerca de 50% é matéria orgânica dissolvida ($62,6 \pm 18,7$ mgO_2/L), e dessa matéria solúvel cerca de 80% são ácidos graxos voláteis. A porcentagem de AGVs no efluente do UASB é de 50%.

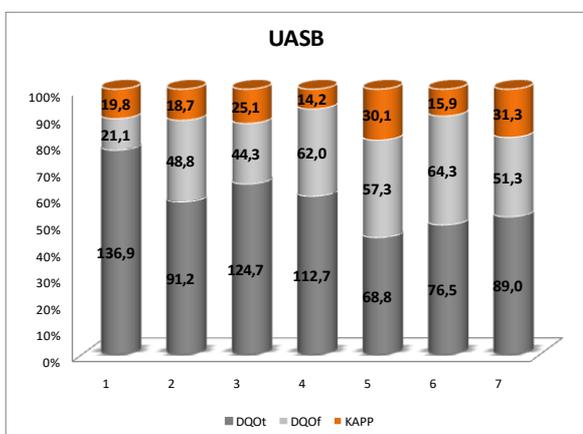


Figura 6.24 Concentração de DQO_{Total} , DQO_{Filtrada} e AGVs no efluente do UASB

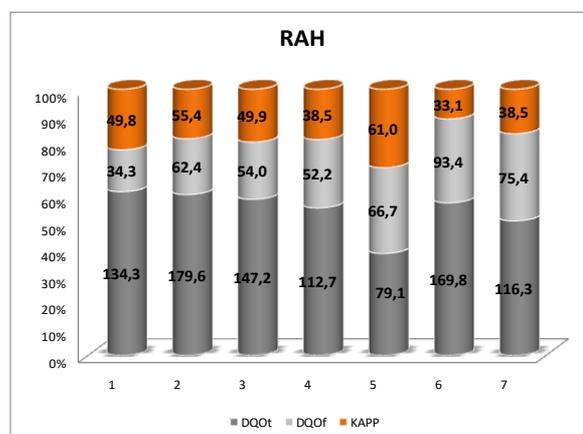


Figura 6.25 Concentração de DQO_{Total} , DQO_{Filtrada} e AGVs no efluente do RAH

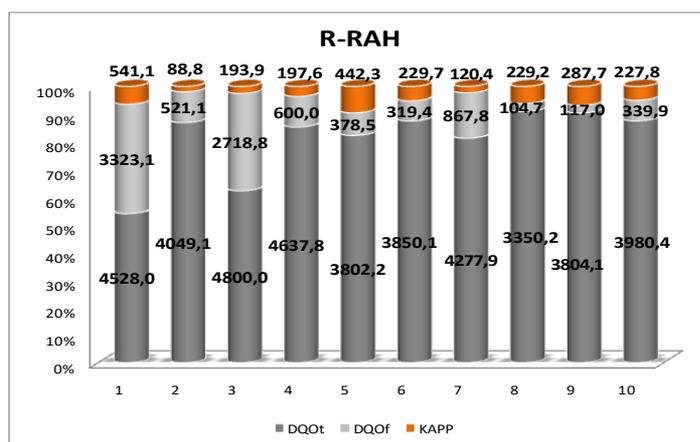


Figura 6.26 Concentração de DQO_{Total} , DQO_{Filtrada} e AGVs na câmara de alimentação do reator híbrido (R-RAH)

A diferença entre as concentrações de AGVs do efluente do UASB e RAH é provavelmente gerada pela presença da câmara de alimentação de fluxo descendente como material fixo (R-RAH), como se pode observar na Figura 6.30.

Neste caso, a concentração de $DQO_{\text{equivalente}}$ de AGVs é visivelmente superior, o que demonstra a capacidade da câmara de alimentação do reator híbrido para gerar matéria orgânica dissolvida facilmente biodegradável, representada em maior porcentagem como ácidos graxos voláteis o que potencializa o emprego desta configuração de reator anaeróbio como unidade de produção de ácidos graxos voláteis para fins de remoção biológica de nutrientes, principalmente nitrogênio.

7 CONCLUSÕES

Este estudo teve como objetivo principal avaliar o desempenho operacional de um reator anaeróbio híbrido RAH (leito fixo e manta de lodo) comparado à utilização de reatores UASB aplicado ao tratamento de esgoto sanitário.

Destaca-se a seguir as conclusões de maior interesse para atendimento aos objetivos desta pesquisa:

- O reator anaeróbio híbrido (RAH) apresentou resultados estáveis de eficiência de remoção da matéria orgânica e dos sólidos suspensos, operado em condições não controladas de temperatura e carga orgânica aplicada.
- Foi realizada avaliação comparativa desta nova configuração de reator anaeróbio com reator UASB observando-se eficiências de remoção média de DQO total, DBO, e SST próximos para os dois efluentes, sem diferença estatística significativa entre ambos.
- A velocidade ascensional média de 0,45 m/h na câmara de manta de lodo e fluxo ascendente, superior comparada com o reator UASB (0,33 m/h) não comprometeu a eficiência de remoção de sólidos suspensos.
- Foram observadas diferenças significativas entre os perfis de sólidos totais e voláteis ao longo da altura dos reatores anaeróbios piloto, observou-se uma tendência de acúmulo de sólidos na zona superior da câmara de digestão do reator UASB que poderia explicar os eventuais picos de perda de sólidos no efluente final.
- A relação STV/ST do perfil de lodo pode ser implementada como medida de controle para avaliar a qualidade da biomassa ao longo da câmara de digestão, aquela avaliação serviria para estabelecer uma rotina de descarte nos reatores anaeróbios tipo UASB ou híbridos com câmara de manta de lodo.

- Foi observada uma relação direta entre a turbidez e os SST, indicando a validade de monitoramento do parâmetro turbidez, o qual é de fácil determinação, inclusive para monitoramento “on line”.
- Recomenda-se os métodos titrimétricos de Kapp e Ripley para a medição dos ácidos graxos voláteis em sistemas anaeróbios como ferramenta de controle da estabilidade dos sistemas anaeróbios em casos onde não é possível ter equipamentos analíticos avançados.
- A câmara de alimentação do reator híbrido (RAH) apresentou alto conteúdo de ácidos graxos voláteis, provavelmente potencializando a etapa acidogênica do processo de digestão anaeróbia do reator piloto.

8 RECOMENDAÇÕES E PERSPECTIVAS

- ✓ É preciso um estudo mais detalhado da biomassa da câmara de alimentação do reator híbrido RAH que permita identificar os tipos de microrganismos presentes no meio suporte.
- ✓ É preciso caracterizar e quantificar o biogás gerado no RAH para poder determinar o potencial de aproveitamento do mesmo e a eficiência do processo de digestão anaeróbia.
- ✓ Poderia se testar a tecnologia mudando as condições operacionais tais como COV, TDH, e velocidade ascensional.
- ✓ O reator RAH se projeta como uma unidade potencial para a remoção de nitrogênio, para cumprir com esse propósito o RAH deve operar de forma combinada com um sistema de lodo ativado convencional para favorecer a nitrificação do efluente do reator anaeróbio, posteriormente o efluente nitrificado deverá ser recirculação para a câmara de alimentação do reator anaeróbio híbrido que teria a possibilidade de se transformar numa câmara anóxica de leito fixo para desnitrificação

BIBLIOGRAFIA

- Ahring, B. K. (1995). *Methanogenesis in thermophilic biogas reactor* (Vol. 67). The Netherlands: Antonie van Leeuwenhoek.
- Aiyuk, S. A. (2004). Removal of carbon and nutrients from domestic wastewater using a low investment, integrated treatment concept. *Water Research*, 38 (13), p. 3031 - 3042.
- Almeida, P., Chernicharo, C., & Souza, C. (2009). Development of compact UASB/trickling filter systems for the treatment of domestic wastewater in small communities in Brazil. *Water Science and Technology*, 59 (7), p. 1431 - 1439.
- Anderson, G. K., Kasapgil, B., & Ince, O. (1994). Comparison of porous and non-porous media in upflow anaerobic filters when treating dairy wastewater. *Water Research* (28), 1619-1624.
- Andreoli, C. V. (2001). Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. *Departamento de Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 484.
- Araujo, T. L. (2014). Desempenho de reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manto de lodo) tratando esgoto sanitário em escala piloto. Dissertação (Mestrado). São Carlos, SP, Brasil.
- AWWA/APHA/WEF. (2003). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 20th). Washington.
- Azevedo, F. G. (2010). *Estudo das condições ambientais para produção de Biogás a partir de glicerol co-produto do Biodiesel*. Recife, OE, Brasil: Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Pernambuco - Campus de Recife - PE - Área de Concentração Engenharia Química.
- Borja, R., Bank, C. J., Wang, Z., & Mancha, A. (1998). Wastewater Using a Combination Sludge Blanket and Filter Arrangement in a Single Reactor. *Bioresource Technology*, 65, 125-133.
- Campos, C. M., Damasceno, L. S., Mochizuki, E., & Botelho, C. G. (2005b). Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. *Ciênc. agrotec*, 29 (2), 390-399.
- Campos, J. R. (1999). *Tratamento de esgoto sanitário por processos anaeróbios e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro, Brasil: ABRIS.
- Cavalcanti, P. F., & van Haandel, A. (2000). Comparação entre os métodos titrimétricos Kapp e DiLallo para a determinação da alcalinidade e AGV. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 5, 47-52.
- Chernicharo, C. A. (1997). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias* (Vol. 5). Belo Horizonte, MG, Brasil: Segrac.
- Chernicharo, C. A. (2007). *Reatores anaeróbios - Princípio do tratamento biológico de águas residuárias* (Vol. 2 ed). Belo Horizonte, MG, Brasil: Ed. da UFMG.
- Collazos Chávez, C. J., & Díaz Báez, M. C. (2003). Anaerobic biodegradability essays from brewery wastewater using granular and flocculent sludges. *Ingeniería e Investigación* (52).
- de Man, A. W., Grin, P. C., Roersma, R., Grolle, K. C., & Lettinga, G. (1986). Anaerobic treatment of sewage at low temperatures. *Proceedings of the Anaerobic Treatment a Grown-up Technology*, 451-466.
- Díaz-Báez, M., Espitia, S., & Molina, F. (2002). *Digestión Anaerobia una Aproximación a la Tecnología*. Bogotá, Colombia: UNIBIBLIOS.
- Díaz-Bautista, E., Amora-Lazcano, E., & Garrido, S. (n.d.). Cuantificación de las poblaciones bacterianas nitrificantes y desnitrificantes presentes en un biorreactor de tipo UASB. *Red de Ciencias Ambientales*.

DiLallo, R. A. (1961). Volatile acids by direct titration. *Journal of Water Pollution Control Federation* (33), 356-365.

Elferink, O., J. M. Alfons, .. S., Visser, A., Hulshoff Pol, L. W., & J. W. H., S. (1994). Sulfate reduction in methanogenic bioreactors. *FEMS Microbiology Reviews* , 15, 119-136.

El-Kamah, H., Mahmoud, M., & Tawfik, A. (2002). Performance of down-flow hanging sponge (DHS) reactor coupled with up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for treatment of onion dehydration wastewater. *Bioresource Technology* (82), 233-239.

Elmitwalli, T. A. (1999). Low temperature treatment of domestic sewage in upflow anaerobic sludge blanket and anaerobic reactors. *Water Science and Technology* (39(5)), 177-185.

Elmitwalli, T. A., Van Dun, M., Zeeman, G., Bruning, H., & Lettinga, G. (2000). The role of filter media in removing suspended and colloidal particles in anaerobic reactor treating domestic sewage. *Bioresource and Technology* (72(3)), 235-240.

Feng L., Wang H., & Chen Y. (2009). Effect of solids retention time and temperature on waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under alkaline conditions in continuous-flow reactors. *Bioresource Technology* (100), 44-49.

Foresti, E. e. (1999). *Fundamentos do Tratamento Anaeróbio*. (Vol. Cap 2). Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Gonçalves, G. d. (2012). *Desempenho de reator anaeróbio híbrido no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Dissertação (Mestrado)*. Viçosa, MG, Brasil.

Gonçalves, R. F., Charlie, A. C., & Sammut, F. (1994). Primary fermentation of soluble and particulate organic matter for wastewater treatment. *Water Science and Technology* (30(6)), 53-62.

Guiot, S. R., & Van Den Berg, L. (1984). Performance and biomass retention of upflow anaerobic reactors combining a sludge blanket and filter. *Biotechnology Letters* (6), 161-164.

Huysman, P., van Meenen, P., van Assche, P., & Verstraete, W. (1983). Factors affecting colonization of nonporous packing materials in model upflow methane reactors. *Biotechnology Letters* (5), 643-648.

Iwai, S., & Kitao, T. (1994). Wastewater treatment with microbial films. *Technomic Inc* .

Jenkins, S. R., & Morgan, J. &. (1983). "Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration". *Journal Water Pollution Control Federation* , 55, 448-453.

Jordão, E. P., & Pessôa Arruda, C. (2009). *Tratamento de Esgotos Domésticos* (Vol. 5ª). Rio de Janeiro, Brasil: Synergia Editora.

Kennedy, K. J., & Guiot, S. R. (1986). Anaerobic upflow development and application. *Water Science and Technology* (18(12)), 71-76.

Kumar, G. S., Yadav, A., Sreekrishnan, T. R., Satia S, & Kaushik, C. P. (2008). Treatment of low strength industrial cluster wastewater by anaerobic hybrid reactor. *Bioresource Technology* (99), 3123-3129.

Lettinga, G. (1996). Anaerobic wastewater treatment. *Seminário Internacional Tendências no Tratamento Simplificado de Águas Residuárias Domésticas e Industriais* (pp. 107-126). Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG.

Lettinga, G. H. (1991). UASB process design for various types of wastewater. *Water Science & Technology* , 24(8), 87-107.

Lettinga, G., Rebac, S., & Zeeman, G. (2001). Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *Trends Biotechnology* , 19 (9), 363-370.

Lettinga, G., Van Velsen, A., Hobma, S., De Zeeuw, W., & Klapwijk, A. (1980). Use of the upflow sludge blanket (UASB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering* , 22 (4), 699-734.

Madigan, M., Mertinko, J., & Parker, J. (1997). *Biology of microorganisms*. Prentice Hall, New Jersey, USA.

Mahmound, N., Zeeman, G., Gijzen, H., & Lettinga, G. (2003). Solids removal in upflow anaerobic reactors: A review. *Bioresource and Technology* (90), 1-9.

Massé, D. I., & Masse, L. (2000). Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. *Canadian Agricultural Engineering* , 139-146.

Maxham, J. V., & Wakamiya, W. (1981). Innovative biological wastewater treatment technologies applied to the treatment for biomass gasification wastewater. *Proceeding of 35th Industrial waste conference*, (pp. 80-94). Purdue University.

McCarty, P. L. (1982, Sep 6-11). One hundred years of anaerobic treatment.

Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *In. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. (Vol. 4th edition). McGraw Hill.

Metcalf, & Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales industriales: Tratamiento, vertido y reutilización*. Madrid, España: McGraw-Hill.

Miron, Y., Zeeman, G., Van Lier, J. B., Lettinga, G. (2000). The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems. *Water Research* , v. 34, 1705-1713.

Moreno, F., & Moreno, B. (2006). *Higiene e inspección de carnes*. Madrid: Díaz de Santos.

Moreno, H. J. (1996). Optimización de diseño del sistema de alimentación de reactores UASB. *CIFI Memos de Investigación* (284), 25.

Narnoli, S. K., & Mehrotra, I. (1997). Sewage blanket of UASB reactor: mathematical simulation. *Water Research* , 31 (4), 715-726.

Oktem, Y. A., Ince, O., Sallis, P., Donnelly, T., & Ince, B. K. (2007). Anaerobic treatment of a chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater in a hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Bioresource Technology* , 99, 1089-1096.

Oliveira, R. A. (1997). *Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

OPS/CEPIS. (2005). *Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques imhoff y lagunas de estabilización*. Lima, Perú: Organización Panamericana de la Salud, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Passig, F. H. (2005). *Reator anaeróbio híbrido para o tratamento de esgoto sanitário*. 155. São Carlos, SP: Escola de Engenharia de São Carlos.

Peña Toro, J. A. (1996). *Diseño y montaje de un reactor anaeróbio de tipo UASB para el tratamiento de las aguas residuales y pruebas piloto de lombricultivo para el tratamiento de residuos de café S.A*. Manizales, Colombia: Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales. Facultad de Ingeniería y Arquitectura.

Pereira, E. L., Campos, C. M., & Moterani, F. (2009). Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de uma reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. *Ambi-Agua* , 4 (3), 157-168.

PROSAB. (1999). *Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Seghezze, L., Zeeman, G., van Lier, J. B., H. V. M., H., & Lettinga, G. (1998). A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, 65 (3), 175-190.

Smith, R. J. (1973). *The anaerobic digestion of livestock wastes and the prospects for methane production*. Iowa State: Engineering Department Agricultural.

Souza, M. E. (1984). Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. *DAE*, 44, 88-94.

Speece, R. E. (1996). *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater*. Archae Press.

Sperling, M. V. (2005). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos* (3 ed., Vol. 1). Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil: UFMG.

Stanford, M. P., & Kato, M. (2003). Comparação de reatores UASB e Híbrido tratando esgoto sanitário. *22 congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Joinville /SC: ABES.

Tessele, F. (2011). *Tratamento de efluentes de reator anaeróbio de manto de lodos de fluxo ascendente (UASB) por flotação não convencional e desinfecção ultra violeta*. Porto Alegre, RS, Brasil: UFRGS Teses de doutorado IPH.

Tiwary, M., Guha, S., Harendranath, C., & Tripathi, S. (2006). Influence of extrinsic factors on granulation in UASB reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 71 (2), 145-154.

Tsagarakis, K. P., & Papadogiannis, C. (2006). Technical and economic evaluation of the biogas utilization for energy production at Iraklio Municipality, Greece. *Energy Conversion and Management*, 47 (7), 844-857.

Universidad del Valle, C. A. (1989). Criterios de diseño para sistemas de tratamiento anaeróbico UASB. *Ejemplos prácticos a nivel regional y nacional* (36).

van Haandel, A., & Lettinga, G. (1994). *Tratamento anaeróbio de esgotos*. Campina Grande, Brasil: EPGRAF.

Wu, S.-Y., Lin, C.-L., & Chang, J.-S. (2003). Hydrogen production with immobilized sewage sludge in three-phase fluidized bioreactors. *Biotechnology Progress*, 19, 828-832.

Wu, W. M., Hu, J. C., Gu, X. S., Zhao, Y. Z., & Gu, J. G. (1987). Cultivate of anaerobic granular sludge in UASB reactors with aerobic activated sludge as seed. *Water Res* (21), 789.

Young, J. C. (1991). Factors affecting the design and performance of up-flow anaerobic filters. *Water Science and Technology*, 24, 133-155.

Zegers, F. (1987). Anaerobic treatment of the winnow drawn. In U. d. Valle, C. A. Cauca, & U. A. Wageningn, *Arranque y Operación de Sistemas de Flujo Ascendente con Manto de Lodo (UASB)*. Colombia.

Zehnder, A. (1988). *Biology of anaerobic microorganisms*. John Wiley and Sons, Inc.

ANEXOS

Anexo I – Dados históricos obtidos na fase experimental da DQO, DBO e SST nos reatores UASB e RAH

Anexo II – Dados históricos porcentagem da remoção obtida na fase experimental da DQO, DBO e SST nos reatores UASB e RAH

Anexo III – Prova t Student para os dados coletados de DQO, DBO, SST e SSV no efluente do reator UASB e do reator RAH

Anexo IV – Dados históricos de alcalinidade e pH e coeficiente de correlação produto-momento de Pearson

Anexo V – Prova t Student comparação da temperatura média sazonal

Anexo VI – Dados históricos mensais do monitoramento da biomassa dos reatores UASB e RAH

Anexo VII – Prova t Student para os dados da biomassa ao longo da altura de cada reator piloto

Anexo VIII – Dados do perfil 24h (turbidez e SST) dos efluentes reatores UASB e RAH

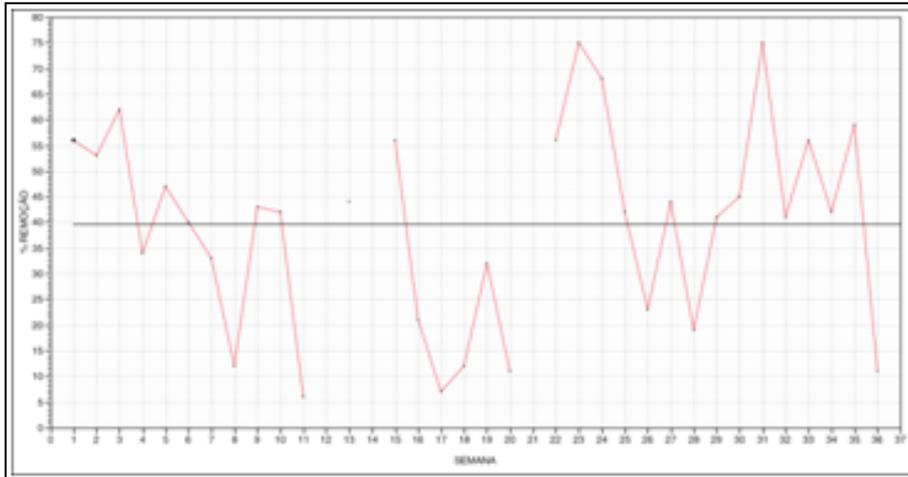
Anexo IX – ANOVA AGVs Métodos Titrimétricos

Anexo I – Dados históricos obtidos na fase experimental da DQO, DBO e SST
nos reatores UASB e RAH

Parâmetro	DQO			DBO			SST		
	Concentração (mg O2/L)						mgSST/L		
	Esgoto Bruto	UASB	RAH	Esgoto Bruto	UASB	RAH	Esgoto Bruto	UASB	RAH
25/03/2014	382,5	174,7	208,5	260	205				
01/04/2014	490,7	226,1	187,7	180	80	130			
08/04/2014	22,1	163,9		290	135	70			
22/04/2014	425,0	114,2	99,4	210	80	135			
30/04/2014	323,5	124,8	173,4	190	125	150			
07/05/2014	235,8	78,9	67,8	330	175	180			
13/05/2014	133,9	52,3	63,8	210	125	175			
20/05/2014	198,3	41,9	77,7	180	120	165			
28/05/2014	392,5	147,5	102,7	210	185				
03/04/2014	362,3		75,5	360	205				
10/06/2014	216,2	97,9	96,0	390	225	80	144,0	24,0	30,0
17/06/2014	153,7	92,0	90,1	180	170	110	102,0	26,0	22,0
24/06/2014	342,7	82,4	83,3	130	155	65	137,1	21,4	30,0
01/07/2014	133,6	73,5	32,4	100	165	165	47,1	15,0	27,1
08/07/2014	84,0	59,2	68,7	80	110	110	86,0	24,0	18,0
15/07/2014	902,7	67,8	70,0	120	170	150	502,5	35,0	27,0
22/07/2014	151,4	104,9	104,9	400	225	180	58,6	37,1	28,6
29/07/2014	293,4	158,6	96,0	170	190	115	87,1	71,4	33,0
05/08/2014	179,1	79,8	126,2	160	70	110	84,3	28,6	28,6
12/08/2014	223,0	113,5	119,2	190	150	110	62,9	40,0	31,4
19/08/2014	435,0	128,5	159,3	70	65	50	78,7	53,8	61,2
27/08/2014	203,6	117,9	143,6		210	160	53,7	26,2	35,0
01/09/2014	219,2	123,5	130,9	250	220	245	63,7	28,7	41,0
09/09/2014	264,7	92,6	136,9	330	225	240	151,3	17,5	36,3
16/09/2014	183,1	83,5	107,7	200	200	235	78,7	33,7	35,0
23/09/2014	382,0	123,6	126,6	220	195	130	124,0	40,0	64,0
30/09/2014	389,9	73,2	100,5	190	215	140	1151,4	64,0	75,0
07/10/2014	182,1	55,7	186,4	170	215	180	101,4	36,0	60,0
14/10/2014	236,5	74,5	76,5	170	75	130	266,7	21,4	15,7
21/10/2014	418,2	79,8	86,5	180	45	50	112,0	61,4	44,4
28/10/2014	271,8	105,7	116,5	170	55	80	104,3	23,8	80,0
04/11/2014	269,7	90,6	132,7	120	70	80	87,1	31,3	37,5
11/11/2014	289,4	97,8	112,1	150	115	85	158,6	48,7	32,5
18/11/2014	234,4	130,1	122,2	240	135	90	186,2	86,3	58,7
25/11/2014	262,5	68,6	124,4	210	170	150	227,1	40,0	48,0
02/12/2014	438,0	120,8	99,3	220	130	75	91,7	60,0	55,7
09/12/2014	163,9	95,6	156,0	100	55	115	161,4	54,3	40,0
06/01/2015	70,5	75,2	109,5	360	90	135	58,8	90,0	32,5
14/01/2015	281,9	146,4	103,3	80	155	135	202,9	47,5	47,1

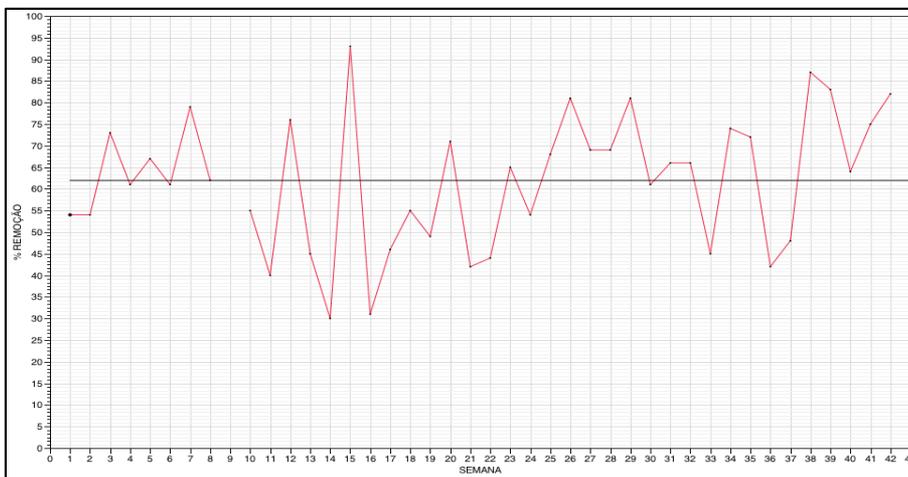
Parâmetro	DQO			DBO			SST		
Data	Concentração (mg O2/L)						mgSST/L		
	Esgoto Bruto	UASB	RAH	Esgoto Bruto	UASB	RAH	Esgoto Bruto	UASB	RAH
21/01/2015	723,7	97,1	84,7	220	130	115	297,1	53,7	35,0
28/01/2015	419,9	71,0		360	160	150	155,7	48,7	25,0
10/02/2015	232,9	83,2	119,0	300	175	230	171,7	81,4	56,3
18/02/2015	174,5	43,6	45,9	450	185	135	125,0	33,7	48,8
25/02/2015	385,0	70,0	62,5	210	125	110	373,3	31,2	46,3
03/03/2015	480,0	74,8	105,8	230	120	65	212	124	99
10/03/2015	684,9	142,7	176,4	280	120	160	430	123	31
17/03/2015	466,0	174,7	109,5	240	130	190	212	151	23
24/03/2015	522,3	148,2	157,6	250	150	80	216	57	43
31/03/2015	428,2	87,0	134,1	280	45	55	246	33	40

Anexo II – Dados históricos porcentagem da remoção obtida na fase experimental da DQO, DBO e SST nos reatores UASB e RAH



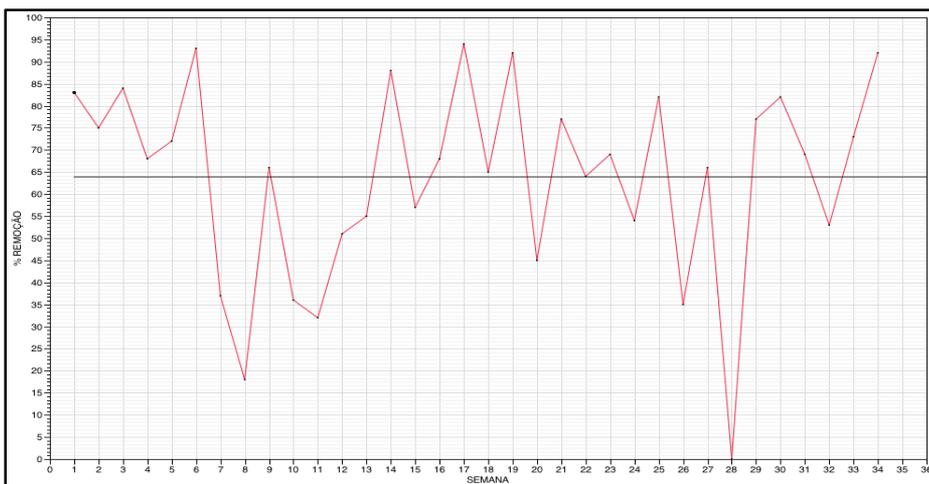
Média 42,2%
 DP 20,9
 N 26

Remoção (%) de DBO no UASB



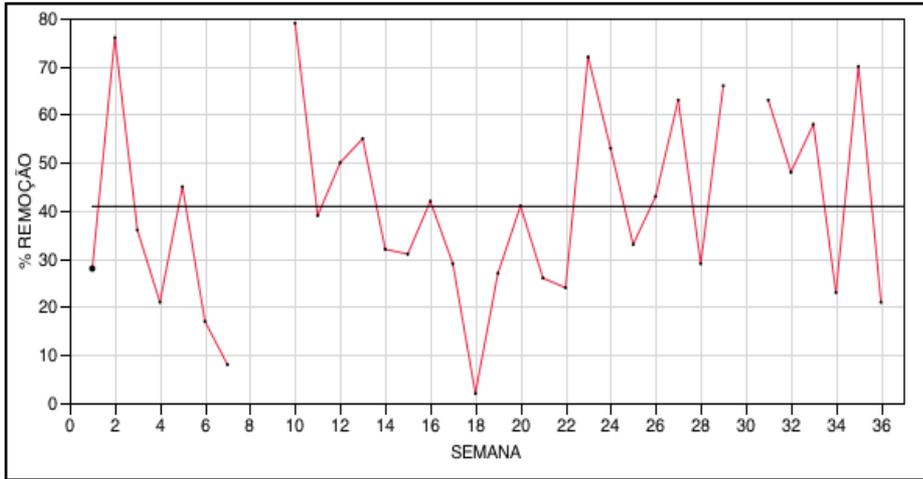
Média 66,2%
 DP 14,5
 N 30

Remoção (%) de DQO no UASB



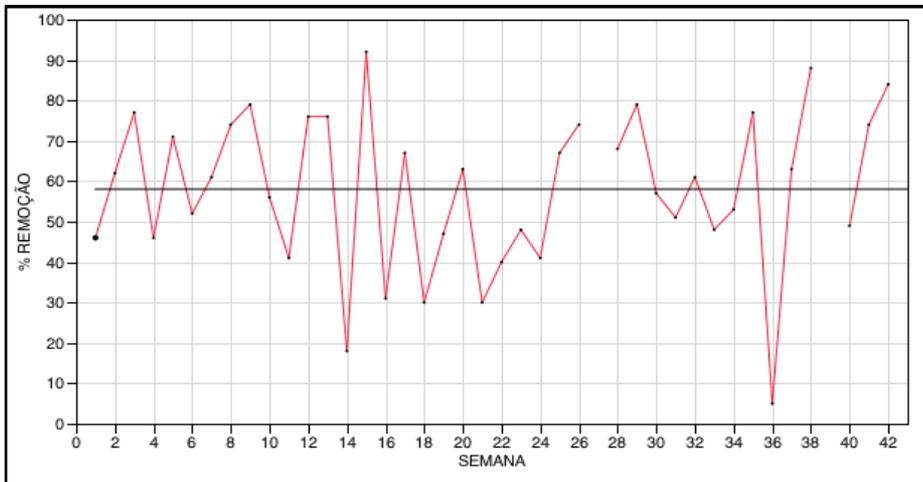
Média 65%
 DP 19
 N 34

Remoção (%) de SST no UASB



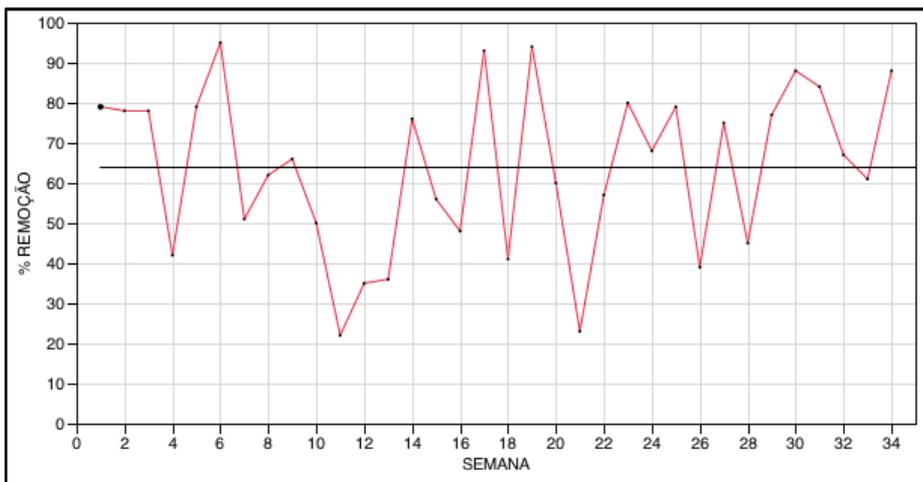
Média 46,4%
 DP 21,2
 N 25

Remoção (%) de DBO no RAH



Média 59,9%
 DP 20,1
 N 30

Remoção (%) de DQO no RAH

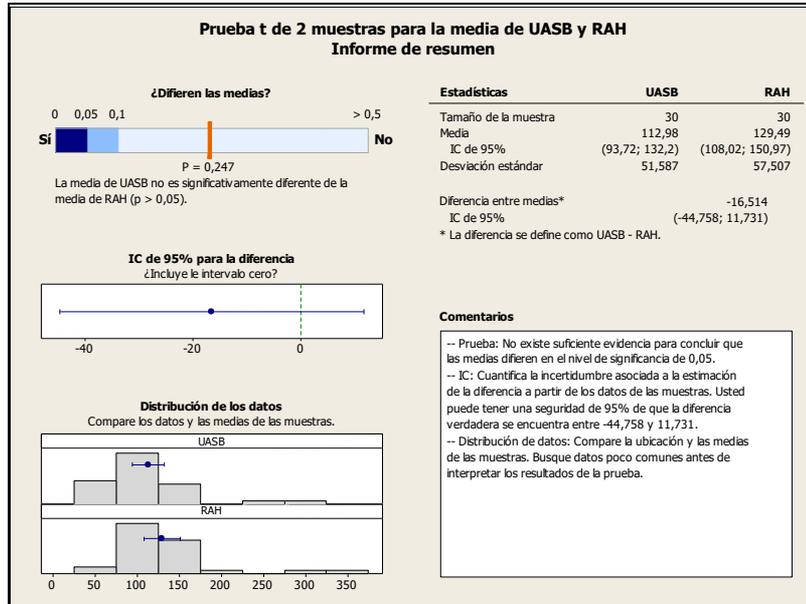
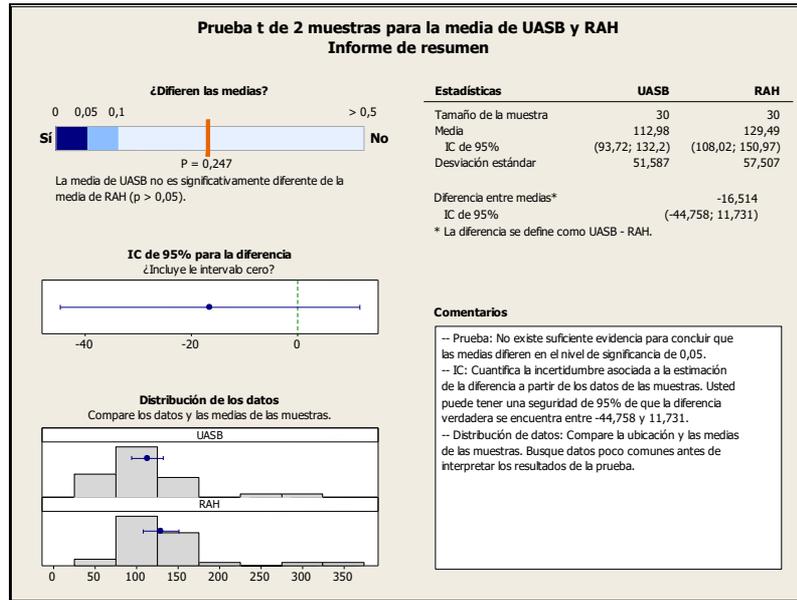


Média 63%
 DP 20
 N 34

Remoção (%) de SST no RAH

Anexo III – Prova t Student para os dados coletados de DQO, DBO, SST e SSV
no efluente do reator UASB e do reator RAH

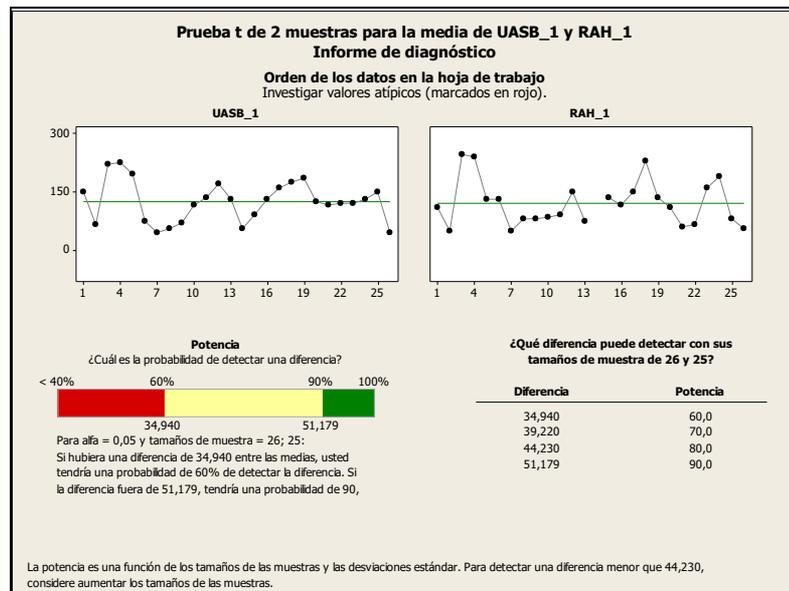
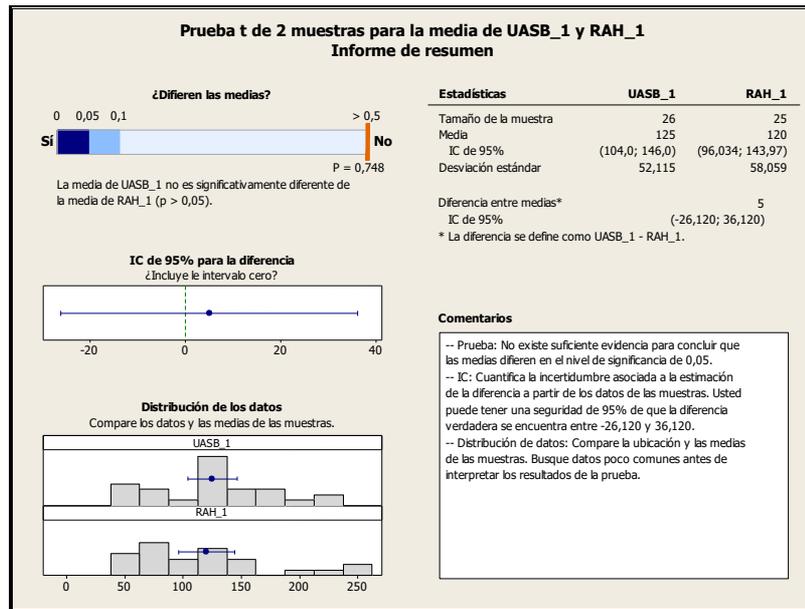
Prueba t Student para os dados coletados de DQO do UASB e RAH



Prueba t de 2 muestras para la media de UASB y RAH
Tarjeta de informe

Verificar	Estado	Descripción
Datos poco comunes		Algunos de los puntos de los datos son poco comunes en comparación con los otros puntos de la misma muestra. Debido a que los datos poco comunes pueden tener una fuerte influencia sobre los resultados, usted debería intentar identificar la causa de su naturaleza poco común. Estos puntos están marcados en rojo en el Informe de diagnóstico. Usted puede colocar el cursor del ratón sobre un punto o utilizar la característica de destacado de Minitab para identificar la fila de la hoja de trabajo. Corrija cualquier error de ingreso de datos o de medición. Considere eliminar los datos que estén asociados con causas especiales y repetir el análisis.
Normalidad		Debido a que el tamaño de ambas muestras es por lo menos 15, la normalidad no representa ningún problema. La prueba es exacta con datos no normales cuando los tamaños de muestra son suficientes grandes.
Tamaño de la muestra		Aunque los resultados de la prueba no son significativos, la potencia es adecuada. De acuerdo con los tamaños de sus muestras, las desviaciones estándar y el nivel de significancia, usted tiene una probabilidad de 100,0% de detectar una diferencia de 95 entre las medias. Debido a que la potencia es adecuada, usted puede concluir que no es probable que exista una diferencia de 95 o mayor.
Varianza igual		La t de 2 muestras utilizada por el Asistente de Minitab no asume ni requiere que las dos muestras tengan varianzas iguales. Los estudios demuestran que la prueba se desarrolla adecuadamente con varianzas desiguales, incluso cuando los tamaños de las muestras no son iguales.

Prueba t Student para os dados coletados de DBO do UASB e RAH

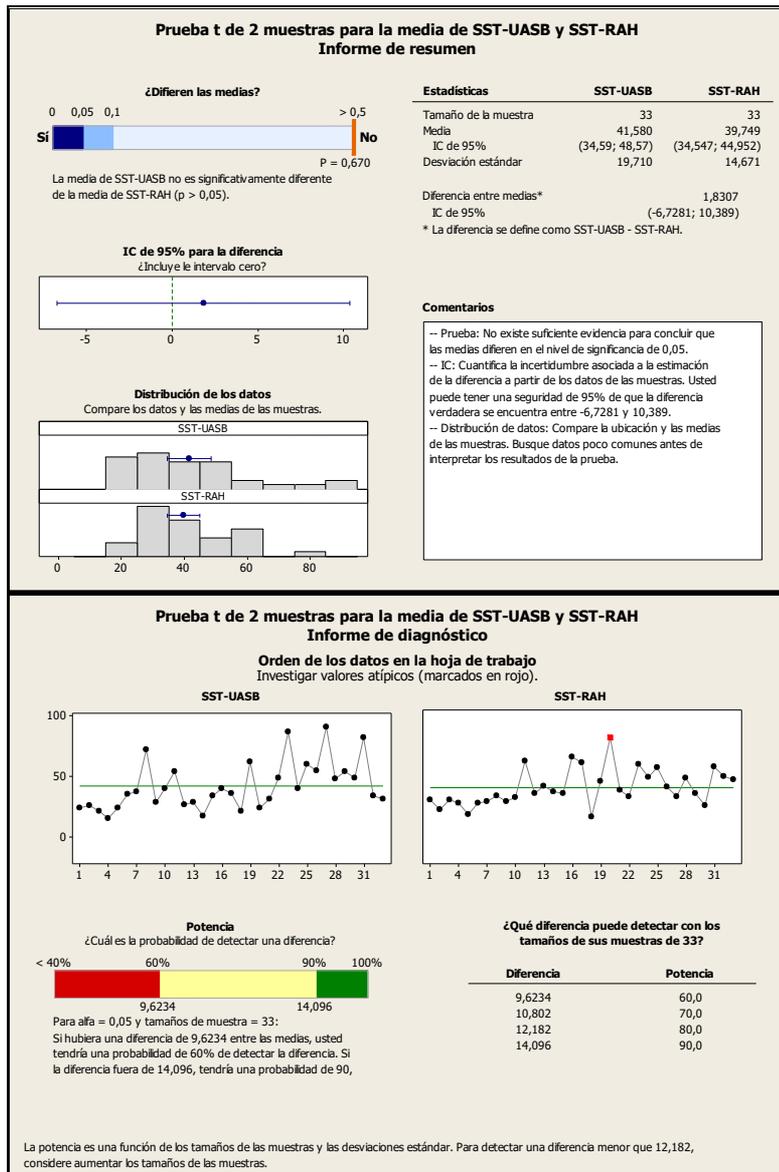


Prueba t de 2 muestras para la media de UASB y RAH

Tarjeta de informe

Verificar	Estado	Descripción
Datos poco comunes		No hay puntos de datos poco comunes. Los datos poco comunes pueden tener una fuerte influencia sobre los resultados.
Normalidad		Debido a que el tamaño de ambas muestras es por lo menos 15, la normalidad no representa ningún problema. La prueba es exacta con datos no normales cuando los tamaños de muestra son suficiente grandes.
Tamaño de la muestra		Aunque los resultados de la prueba no son significativos, la potencia es adecuada. De acuerdo con los tamaños de sus muestras, las desviaciones estándar y el nivel de significancia, usted tiene una probabilidad de 100,0% de detectar una diferencia de 95 entre las medias. Debido a que la potencia es adecuada, usted puede concluir que no es probable que exista una diferencia de 95 o mayor.
Varianza igual		La t de 2 muestras utilizada por el Asistente de Minitab no asume ni requiere que las dos muestras tengan varianzas iguales. Los estudios demuestran que la prueba se desarrolla adecuadamente con varianzas desiguales, incluso cuando los tamaños de las muestras no son iguales.

Prueba t Student para os dados coletados de SST do UASB e RAH



Prueba t de 2 muestras para la media de SST_UASB y SST_RAH

Tarjeta de informe

Verificar	Estado	Descripción
Datos poco comunes	✓	No hay puntos de datos poco comunes. Los datos poco comunes pueden tener una fuerte influencia sobre los resultados.
Normalidad	✓	Debido a que el tamaño de ambas muestras es por lo menos 15, la normalidad no representa ningún problema. La prueba es exacta con datos no normales cuando los tamaños de muestra son suficiente grandes.
Tamaño de la muestra	✓	Aunque los resultados de la prueba no son significativos, la potencia es adecuada. De acuerdo con los tamaños de sus muestras, las desviaciones estándar y el nivel de significancia, usted tiene una probabilidad de 100,0% de detectar una diferencia de 95 entre las medias. Debido a que la potencia es adecuada, usted puede concluir que no es probable que exista una diferencia de 95 o mayor.
Varianza igual	i	La t de 2 muestras utilizada por el Asistente de Minitab no asume ni requiere que las dos muestras tengan varianzas iguales. Los estudios demuestran que la prueba se desarrolla adecuadamente con varianzas desiguales, incluso cuando los tamaños de las muestras no son iguales.

Anexo IV – Dados históricos de alcalinidade e pH e coeficiente de correlação
produto-momento de Pearson

Dados históricos Alcalinidade, turbidez, pH e temperatura

Semana	Data	Alcalinidade			EB			UASB			RAH		
		EB	UASB	RAH	Turbidez	Temp	pH	Turbidez	Temp	pH	Turbidez	Temp	pH
1	02/09/2014	194,5	242,2	245,2	54,4	18,7	7,0	26,5	18,4	7,0	24,9	18,3	7,0
2	09/09/2014	199,8	247,7	249,8	215,0	20,8	6,9	24,3	21,0	6,7	29,6	20,7	6,8
3	16/09/2014	183,6	211,4	220,3	87,5	21,0	6,9	24,6	21,2	6,7	22,7	21,0	6,7
4	23/09/2014	206,4	258,8	256,8	76,4	20,9	6,8	36,6	21,8	6,8	28,8	20,7	6,7
5	30/09/2014	197,4	253,6	257,6	82,2	21,0	6,9	45,5	21,6	7,1	23,2	21,4	6,5
6	07/10/2014	198,3	259,0	272,2	81,3	22,1	6,9	27,5	22,1	6,8	21,1	20,6	6,6
7	14/10/2014	163,6	185,5	184,5	175,0	24,0	7,2	36,2	24,0	7,2	28,6	24,0	7,0
8	21/10/2014	191,5	224,4	230,4	97,5	21,1	7,2	30,5	21,2	7,0	16,0	21,3	6,9
9	28/10/2014	201,7	244,0	252,1	197,0	26,0	7,0	49,3	25,5	7,0	39,3	25,5	7,0
10	04/11/2014	134,1	206,7	211,8	84,8	24,9	7,2	27,6	25,6	6,9	25,1	25,0	7,0
11	11/11/2014	197,2	243,4	237,7	68,2	27,0	7,2	40,6	27,2	7,1	22,6	27,0	7,0
12	18/11/2014	199,8	253,1	252,0	221,0	26,0	7,0	27,9	26,5	6,9	26,6	26,0	6,8
13	25/11/2014	146,3	228,3	238,2	92,0	26,5	7,1	40,0	27,6	7,0	82,1	26,4	7,1
14	02/12/2014	116,6	200,9	205,4	76,0	26,8	7,2	28,2	26,5	7,0	26,8	28,0	6,9
15	09/12/2014	129,1	184,9	193,6	89,7	30,0	7,2	31,6	30,0	7,0	24,5	30,0	6,9
16	16/12/2014	200,2	241,8	238,5	81,2	26,5	7,2	38,2	27,0	7,0	26,9	27,0	7,0
17	14/01/2015	91,9	175,8	168,9	232,0	30,0	7,4	29,2	31,0	7,2	27,1	30,0	7,1
18	21/01/2015	217,6	235,9	231,0	159,0	29,0	7,4	35,6	28,3	7,2	22,2	28,0	7,1
19	28/01/2015	236,1	267,5	267,5	284,0	29,0	7,3	30,4	29,0	7,3	26,7	29,0	7,2
20	04/02/2015	224,2	273,9	288,5	284,0	28,0	7,6	28,8	29,0	7,5	26,2	28,0	7,2
21	10/02/2015	253,0	199,2	185,9	182,0	28,0	7,4	37,2	29,0	7,3	31,5	28,0	7,1
22	18/02/2015	159,7	183,6	173,2	210,0	29,0	7,2	31,9	30,0	7,3	22,6	29,0	7,5
23	25/02/2015	172,3	189,9	189,9	245,0	28,0	7,4	34,2	28,1	7,2	24,4	28,0	7,1
24	12/03/2015	165,1	210,5	169,2	204,0	29,0	7,0	53,5	31,0	6,9	47,4	29,0	6,8
25	17/03/2015	206,9	242,6	247,4	315,0	29,0	7,2	45,9	31,0	7,0	21,6	30,0	7,0
26	24/03/2015	214,1	260,5	252,1	346,0	28,0	7,1	57,8	28,0	7,0	52,8	28,0	6,9

- **Correlação: RAH-Alcalinidade; RAH-pH**

Correlação Produto - Momento de Pearson de RAH-Alcalinidade e RAH-pH = -0,338
 Valor P = 0,091

- **Correlação: UASB-Alcalinidade; UASB-pH**

Correlação Produto-Momento de Pearson de UASB-Alcalinidade e UASB-pH = -0,186
 Valor P = 0,362

Anexo V – Dados estacionais de temperatura e prova t Student para
comparação da temperatura sazonal

ESTAÇÃO	DATA	EB	UASB	RAH
INVERNO	04/08/2014	18,4	17,5	18,1
	06/08/2014	16,6	15,8	16
	08/08/2014	18,5	20	20,6
	11/08/2014	19	19,5	18,5
	13/08/2014	18,1	19	19,1
	16/08/2014	18	18,5	19
	18/08/2014	18,5	17,9	18,3
	20/08/2014	18,3	19,1	19,4
	23/08/2014	20,3	21	19
	25/08/2014	21	20	21
	27/08/2014	17,4	17,9	17,8
	30/08/2014	18,4	19,5	18
	01/09/2014	26	20,4	19,6
	02/09/2014	16,9	17,4	16,6
	03/09/2014	18,7	18,4	18,3
	05/09/2014	23	19,2	19
	08/09/2014	20,8	21,3	20,6
	09/09/2014	20	22	21
	10/09/2014	20,7	20,7	20,7
	15/09/2014	21	21,2	21
	17/09/2014	18,3	19,2	19
20/09/2014	22	22,4	22	
PRIMAVERA	22/09/2014	20	20,9	19,6
	24/09/2014	22	21	20
	25/09/2014	21,7	22,7	21,7
	27/09/2014	21		21,4
	29/09/2014	21,7	21,6	21,2
	01/10/2014	20,8	21,6	21,4
	04/10/2014	22,1	22,1	20,5
	06/10/2014	20,8	20,7	20,6
	08/10/2014	22,3	22,4	22,4
	11/10/2014	21,7	21,6	21
	13/10/2014	24	24	24
	15/10/2014	24	24	24
	18/10/2014	20,3	20,4	20
	20/10/2014	21,1	21,7	21,3
	22/10/2014	21	21	21
	25/10/2014	21,3	21,2	21,3
	27/10/2014	25	25	25
	29/10/2014	26	26	26
	01/11/2014	26,1	26	25,9
	03/11/2014	24,9	25,6	24,6
	04/11/2014	25	25	25
	08/11/2014	24,6	26,3	25,8
	10/11/2014	28	28	27
	12/11/2014	27	27	27
	15/11/2014	27	27,2	26
	17/11/2014	27	26,5	26
	18/11/2014	26	20,6	28
22/11/2014	25,2	31,3	24,9	
24/11/2014	29	30	28,5	
25/11/2014	25	25	25	
29/11/2014	26,5	27,6	26,4	

ESTAÇÃO	DATA	EB	UASB	RAH
	01/12/2014	29	29,1	29
	03/12/2014	24	24	24
	06/12/2014	26,8	26,5	28
	08/12/2014	30	32	32
	12/12/2014	30	30	30
	13/12/2014	27	28	27
	15/12/2014	26,5	27	27
	17/12/2014	25,0	25,7	25,3
	20/12/2014	29,0	30,0	28,0
VERÃO	28/12/2014	28,2	30,1	28,1
	31/12/2014	28,1	28,9	28,1
	02/01/2015	28,0	28,1	27,3
	06/01/2015	38,1	36,0	35,0
	09/01/2015	30,0	30,1	32,0
	12/01/2015	30,0	31,0	30,0
	14/01/2015	30	31	30
	17/01/2015	28	29	28
	19/01/2015	30,8	28,3	29,3
	21/01/2015	28	28,3	23,9
	23/01/2015	29	29	28
	26/01/2015	29	29	29
	29/01/2015	29	29	29
	30/01/2015	28	28	28
	03/02/2015	28	29	28
	06/02/2015	29	29	28
	09/02/2015	28	29	28
	11/02/2015	28,1	29,2	31
	13/02/2015	28	29	28
	16/02/2015	28	28	28
	18/02/2015	29,1	30,2	30
	20/02/2015	29	30	29
	23/02/2015	28	27,5	28
	25/02/2015	28	30	29
	28/02/2015	27,3	28,1	27,9
	02/03/2015	27,5	28	28
	04/03/2015	31	31	31
	06/03/2015	29	29	29
	09/03/2015	29	29	29,5
	10/03/2015	28	29	28,2
	11/03/2015	28	29	28
	13/03/2015	29	31	29
16/03/2015	29	31	30	
18/03/2015	28	28	28	

Prueba T e IC de dos muestras: Inverno-U; Inverno-RAH

T de dos muestras para Inverno-U vs. Inverno-RAH

	N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media
Inverno-U	8	0,560	0,108	0,038
Inverno-RAH	8	0,457	0,138	0,049

Diferencia = μ (Inverno-U) - μ (Inverno-RAH)

Estimado de la diferencia: 0,1029

IC de 95% para la diferencia: (-0,0304; 0,2362)

Prueba T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 1,66 Valor P = 0,120 GL = 14

Ambos utilizan Desv.Est. agrupada = 0,1243

Prueba T e IC de dos muestras: Primavera-U; Primavera-RAH

T de dos muestras para Primavera-U vs. Primavera-RAH

	N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media
Primavera-U	11	0,660	0,129	0,039
Primavera-RAH	11	0,607	0,130	0,039

Diferencia = μ (Primavera-U) - μ (Primavera-RAH)

Estimado de la diferencia: 0,0530

IC de 95% para la diferencia: (-0,0618; 0,1679)

Prueba T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 0,96 Valor P = 0,347 GL = 20

Ambos utilizan Desv.Est. agrupada = 0,1291

Prueba T e IC de dos muestras: Verão-U; Verão-RAH

T de dos muestras para Verão-U vs. Verão-RAH

	N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media
Verão-U	11	0,739	0,120	0,036
Verão-RAH	11	0,718	0,123	0,037

Diferencia = μ (Verão-U) - μ (Verão-RAH)

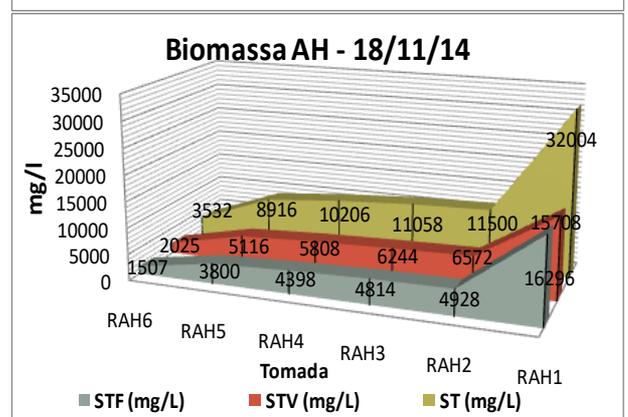
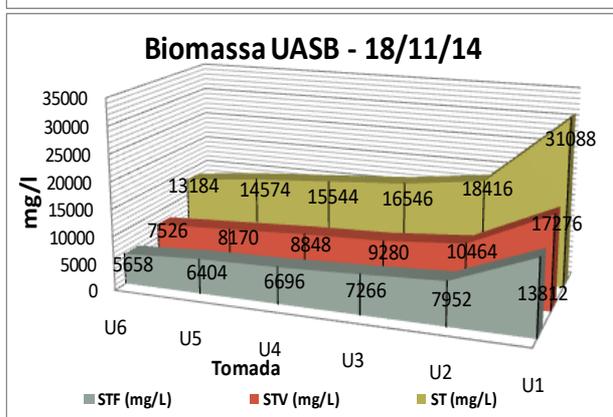
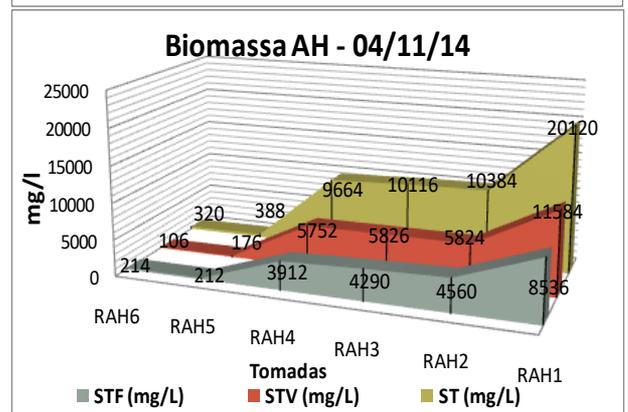
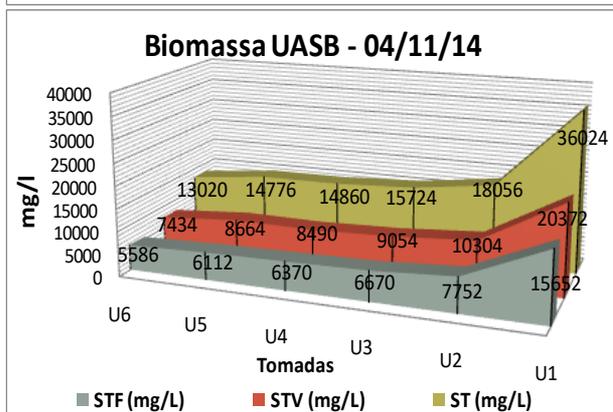
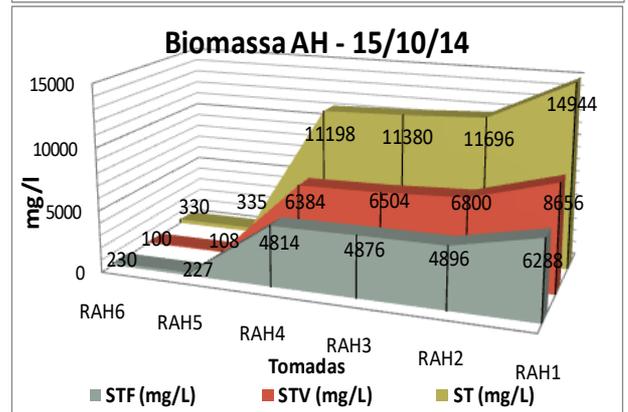
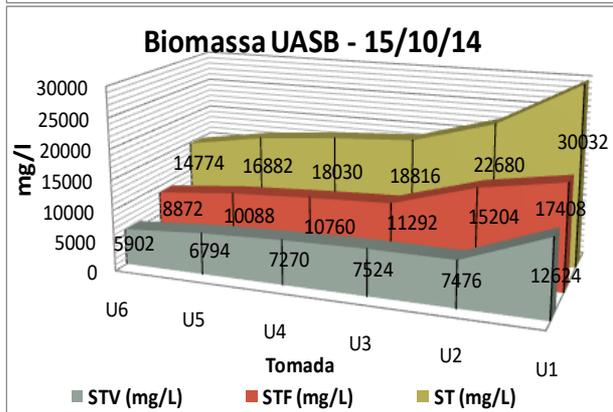
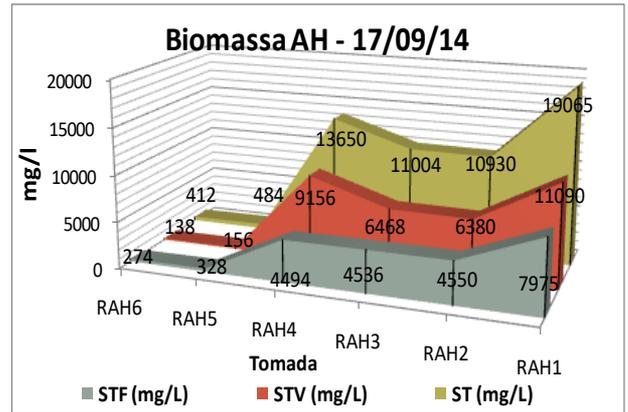
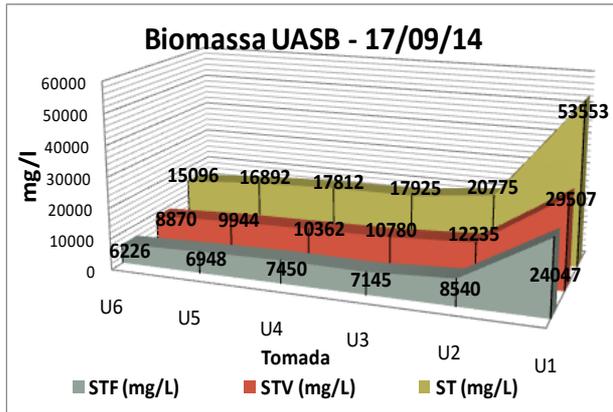
Estimado de la diferencia: 0,0214

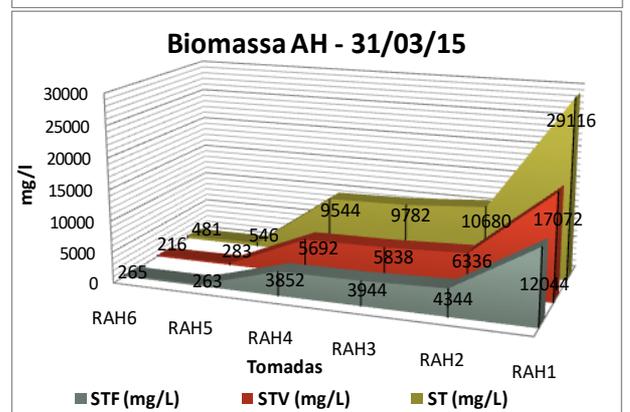
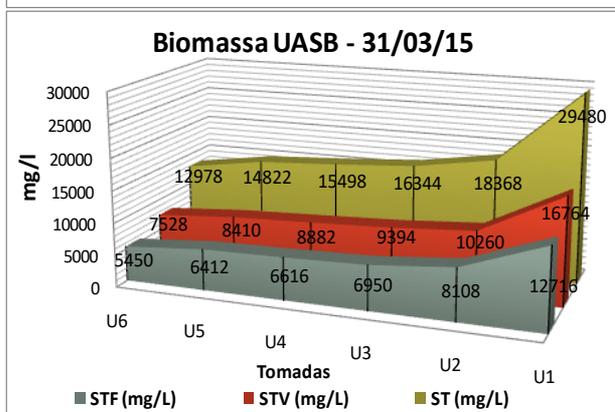
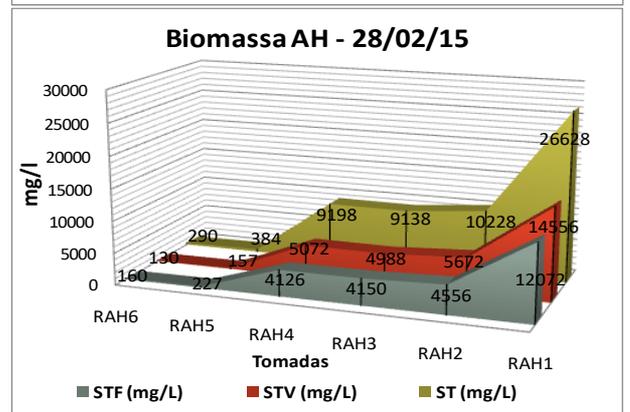
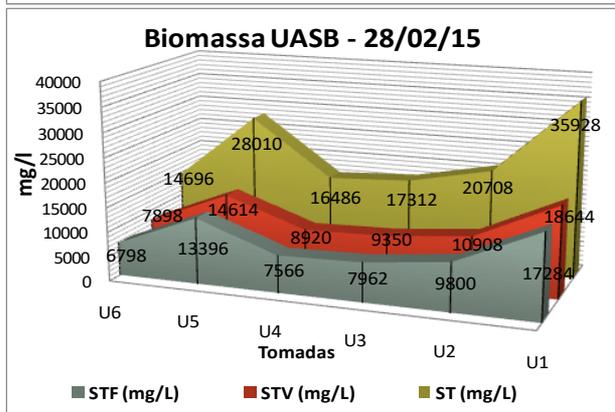
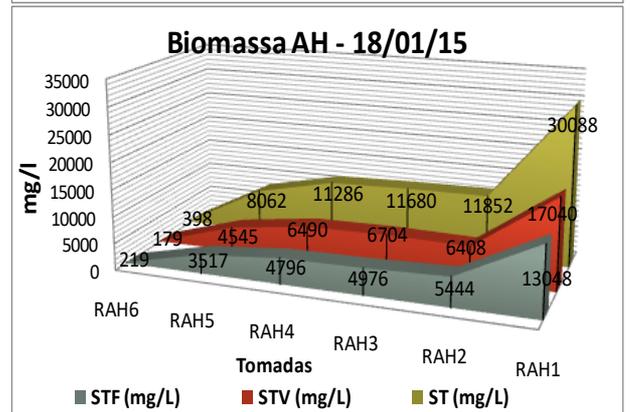
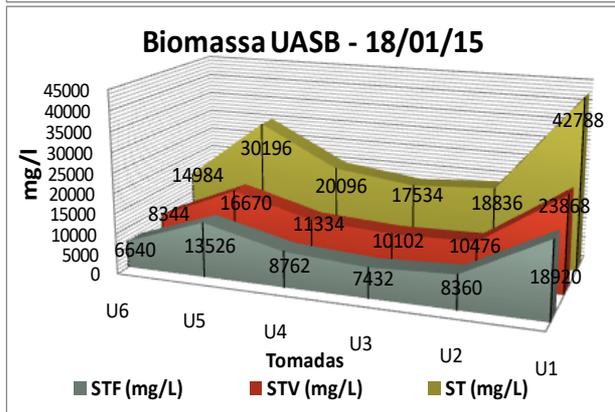
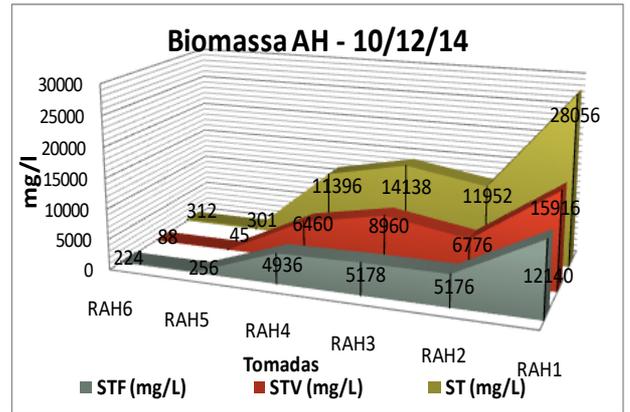
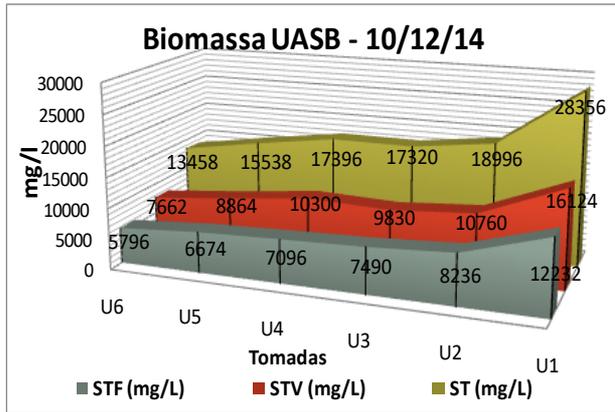
IC de 95% para la diferencia: (-0,0867; 0,1295)

Prueba T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 0,41 Valor P = 0,684 GL = 20

Ambos utilizan Desv.Est. agrupada = 0,1215

Anexo VI – Dados históricos mensais do monitoramento da biomassa dos reatores UASB e RAH





Anexo VII – Prova t Student para os dados da biomassa (STV) ao longo da altura de cada reator piloto (UASB e RAH)

Prova T e IC de duas amostras ST: U6; RAH6

T de duas amostras para U6 vs. RAH6

	N	Média	Desv. Padrão	Erro padrão da média
U6	9	14462	1582	527
RAH6	8	363	69	397

Diferencia = $\mu(U6) - \mu(RAH6)$

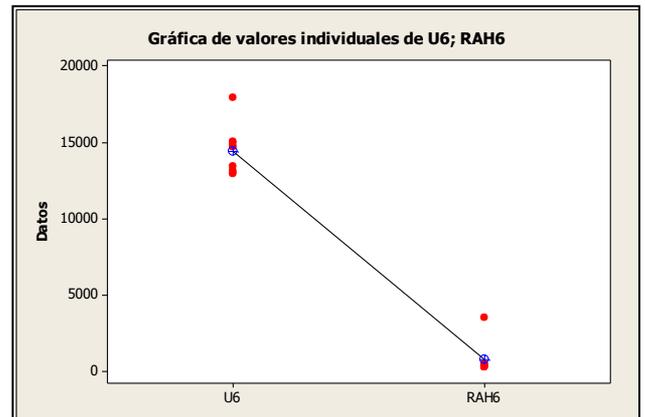
Estimado da diferenca: 13702

IC de 95% para a diferenca: (12266; 15139)

Prova T de diferenca = 0 (vs. no =): Valor T = 20,34

Valor P = 0,000 GL = 15

Ambos utilizam Desv. Est. agrupada = 1386,6398



Prova T e IC de duas amostras ST: U5; RAH5

T de duas amostras para U5 vs. RAH5

	N	Média	Desv. Padrão	Erro padrão da média
U5	9	18811	5958	1986
RAH5	8	406	78	1326

Diferencia = $\mu(U5) - \mu(RAH5)$

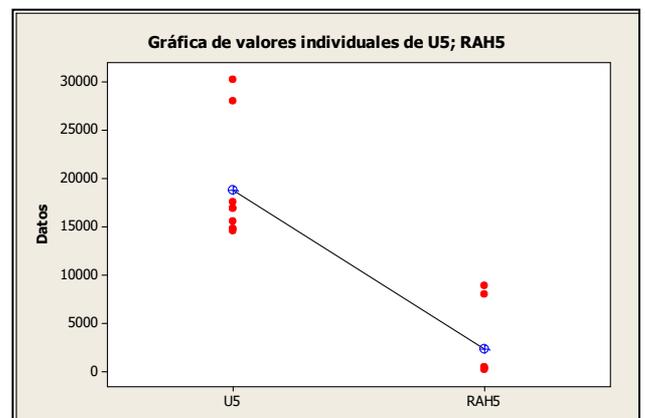
Estimado da diferenca: 16384

IC de 95% para a diferenca: (11155; 21613)

Prova T de diferenca = 0 (vs. no =): Valor T = 6,68

Valor P = 0,000 GL = 15

Ambos utilizam Desv. Est. agrupada = 5048,7950



Prova T e IC de das mostras ST: U4; RAH4

T de das mostras para U4 vs. RAH4

	N	Media	Desv. Padrão	Erro padrão da média
U4	9	17077	1642	547
RAH4	8	10768	1447	511

Diferencia = $\mu(U4) - \mu(RAH4)$

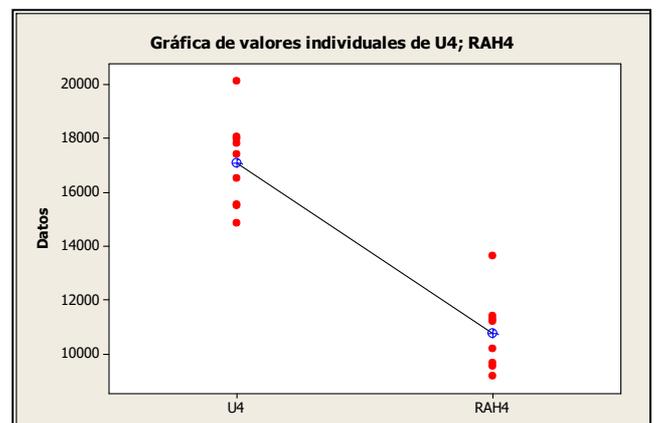
Estimado da diferenca: 6310

IC de 95% para a diferenca: (4700; 7919)

Prova T de diferenca = 0 (vs. no =): Valor T = 8,36

Valor P = 0,000 GL = 15

Ambos utilizam Desv. Est. agrupada = 1554,0942



Prova T e IC de das mostras ST: U3; RAH3

T de das mostras para U3 vs. RAH3

	N	Media	Desv. Padrão	Erro padrão da média
U3	9	17291	958	319
RAH3	8	11037	1520	537

Diferencia = $\mu(U3) - \mu(RAH3)$

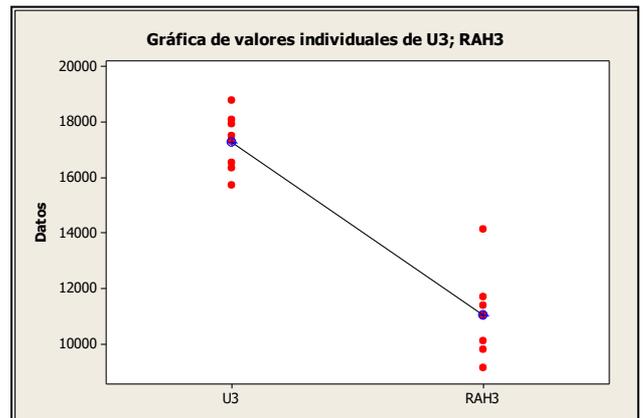
Estimado da diferença: 6254

IC de 95% para a diferença: (4957; 7550)

Prova T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 10,28

Valor P = 0,000 GL = 15

Ambos utilizam Desv. Est. agrupada = 1252, 1538



Prova T e IC de das mostras ST: U2; RAH2

T de das mostras para U2 vs. RAH2

	N	Media	Desv. Padrão	Erro padrão da média
U2	9	19795	1618	539
RAH2	8	11153	683	241

Diferencia = $\mu(U2) - \mu(RAH2)$

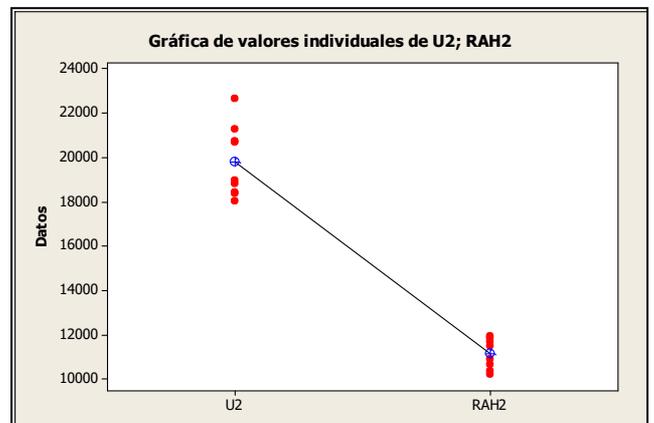
Estimado da diferença: 8642

IC de 95% para a diferença: (7326; 9958)

Prova T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 14,00

Valor P = 0,000 GL = 15

Ambos utilizam Desv. Est. agrupada = 1270, 5251



Prova T e IC de das mostras ST: U1; RAH1

T de das mostras para U1 vs. RAH1

	N	Media	Desv. Padrão	Erro padrão da média
U1	9	36385	8149	2716
RAH1	8	25003	6142	2171

Diferencia = $\mu(U1) - \mu(RAH1)$

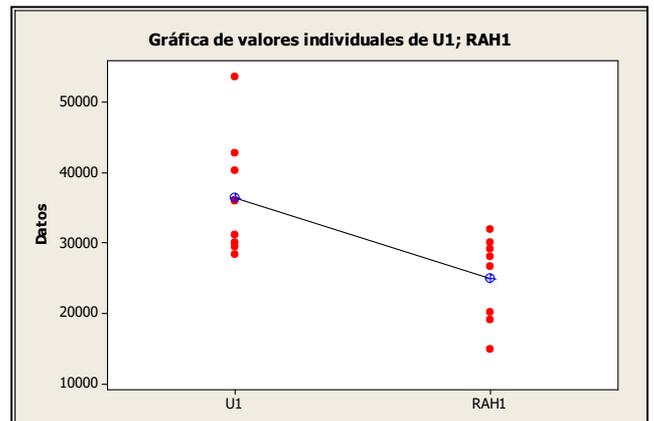
Estimado da diferença: 11382

IC de 95% para a diferença: (3840; 18924)

Prova T da diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 3,22

Valor P = 0,006 GL = 15

Ambos utilizam Desv. Est. agrupada = 7281, 6404



Prueba T e IC de das mostras: U6-STV; RAH6-STV

T de das mostras para U6-STV vs. RAH6-STV

	N	Media	Desv. Padrão	Error padrão da média
U6	9	8381	1239	410
RAH6	8	373	669	237

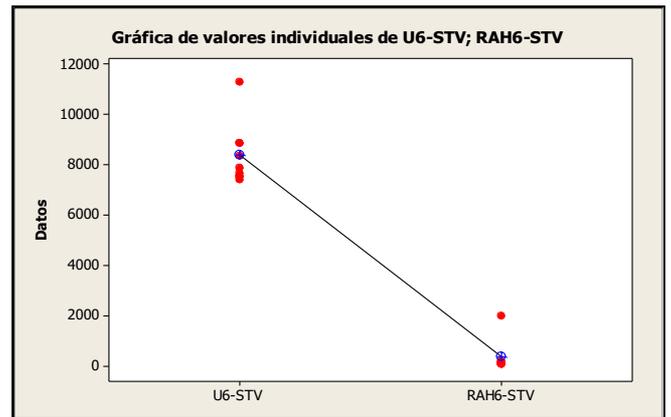
Diferencia = μ (U6-STV) - μ (RAH6-STV)

Estimado de la diferencia: 8009

IC de 95% para la diferencia: (6965; 9052)

Prueba T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 16,36 Valor P = 0,000 GL = 15

Ambos utilizan Desv.Est. agrupada = 1007,5997



Prueba T e IC de dos muestras: U5-STV; RAH5-STV

T de dos muestras para U5-STV vs. RAH5-STV

	N	Media	Desv. Padrão	Error padrão da média
U5	9	10637	2983	994
RAH5	8	1323	2171	768

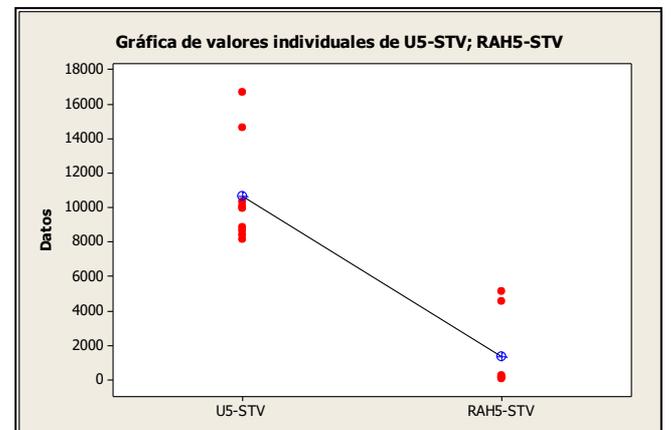
Diferencia = μ (U5-STV) - μ (RAH5-STV)

Estimado de la diferencia: 9314

IC de 95% para la diferencia: (6585; 12044)

Prueba T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 7,27 Valor P = 0,000 GL = 15

Ambos utilizan Desv.Est. agrupada = 2635,3882



Prueba T e IC de dos muestras: U4-STV; RAH4-STV

T de dos muestras para U4-STV vs. RAH4-STV

	N	Media	Desv. Padrão	Error padrão da média
U4	9	9805	1024	341
RAH4	8	6352	1232	436

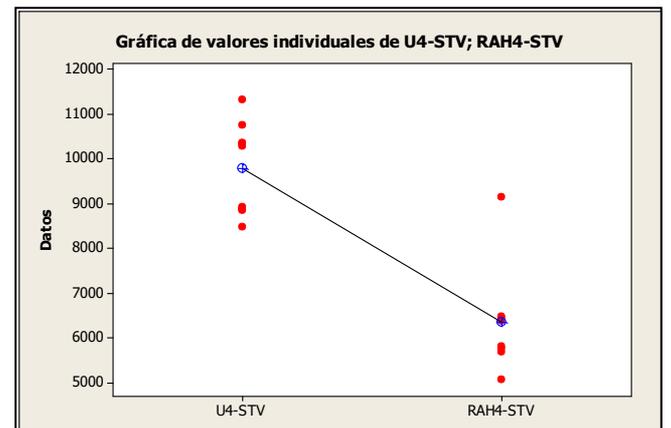
Diferencia = μ (U4-STV) - μ (RAH4-STV)

Estimado de la diferencia: 3453

IC de 95% para la diferencia: (2288; 4619)

Prueba T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 6,31 Valor P = 0,000 GL = 15

Ambos utilizan Desv.Est. agrupada = 1125,6547



Prueba T e IC de dos muestras: U3-STV; RAH3-STV

T de dos muestras para U3-STV vs. RAH3-STV

	N	Media	Desv. Padrão	Error padrão da média
U3	9	9946	765	255
RAH3	8	6442	1153	408

Diferencia = μ (U3-STV) - μ (RAH3-STV)

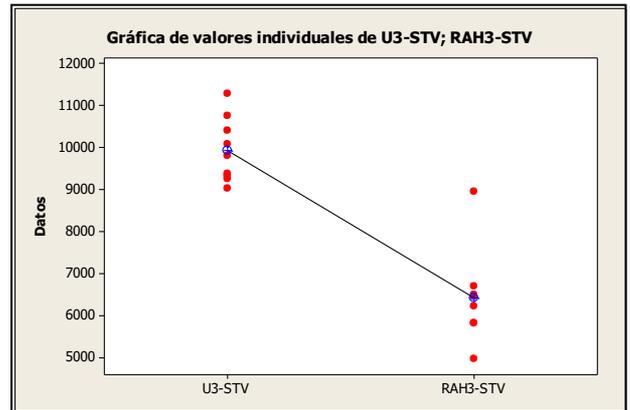
Estimado de la diferencia: 3504

IC de 95% para la diferencia: (2504; 4504)

Prueba T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 7,47

Valor P = 0,000 GL = 15

Ambos utilizan Desv.Est. agrupada = 965,6640



Prueba T e IC de dos muestras: U2-STV; RAH2-STV

T de dos muestras para U2-STV vs. RAH2-STV

	N	Media	Desv. Padrão	Error padrão da média
U2	9	11436	1615	538
RAH2	8	6346	410	145

Diferencia = μ (U2-STV) - μ (RAH2-STV)

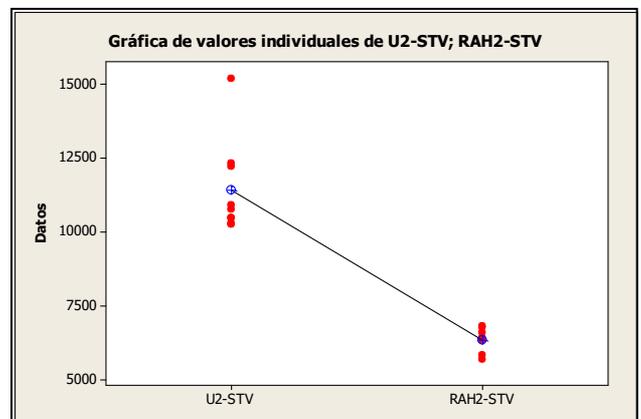
Estimado de la diferencia: 5090

IC de 95% para la diferencia: (3835; 6346)

Prueba T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 8,64

Valor P = 0,000 GL = 15

Ambos utilizan Desv.Est. agrupada = 1212,4664



Prueba T e IC de dos muestras: U1-STV; RAH1-STV

T de dos muestras para U1-STV vs. RAH1-STV

	N	Media	Desv. Padrão	Error padrão da média
U1	9	20233	4345	1448
RAH1	8	13953	3126	1105

Diferencia = μ (U1-STV) - μ (RAH1-STV)

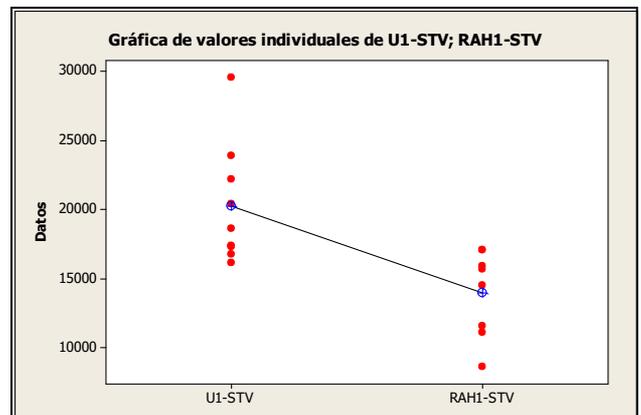
Estimado de la diferencia: 6280

IC de 95% para la diferencia: (2319; 10242)

Prueba T de diferencia = 0 (vs. no =): Valor T = 3,38

Valor P = 0,004 GL = 15

Ambos utilizan Desv.Est. agrupada = 3824,9195



Anexo VIII – Dados do perfil 24h e método de correlação de Pearson dos reatores UASB e RAH

Método de Correlação de Pearson para Turbidez e SST

Resultados do monitoramento 24h da Turbidez e Sólidos Suspensos Totais no efluente do UASB e do RAH								
Data	17/04/15				29/04/15			
Hora	UASB		RAH		UASB		RAH	
	Turbidez	SST	Turbidez	SST	Turbidez	SST	Turbidez	SST
1	66,4	98,0	38,2	68,0	30,7	66,3	64,2	52,5
2	129,0	60,0	37,3	67,0	45,3	50,0	43,8	36,2
3	88,5	72,9	42,5	68,8	22,4	51,2	47,9	42,5
4	134,0	80,0	36,5	67,5	47,8	50,0	65,1	36,2
5	78,0	100,0	43,3	72,5	21,4	55,0	37,7	32,5
6	143,0	81,4	48,1	75,0	23,2	52,5	90,3	36,3
7	226,0	171,4	46,7	73,7	20,8	52,5	41,0	37,5
8	241,0	398,6	39,9	68,8	25,9	57,5	32,1	37,5
9	346,0	546,0	40,9	68,7	25,8	68,8	52,6	46,3
10	410,0	946,0	36,3	65,0	114,0	76,2	61,9	52,5
11	532,0	868,0	43,2	70,0	34,5	78,7	52,1	52,5
12	440,0	684,0	46,0	75,0	41,4	85,0	63,3	50,0
13	221,0	334,0	50,1	87,5	41,5	91,2	61,3	65,0
14	509,0	664,0	41,5	71,3	55,6	86,2	83,2	66,2
15	315,0	440,0	44,4	73,8	75,9	87,5	63,0	63,7
16	225,0	166,0	49,8	81,3	66,5	91,3	76,7	63,7
17	228,0	287,1	40,5	72,5	53,4	86,2	62,4	78,7
18	240,0	217,1	36,6	66,2	66,4	78,7	87,4	92,5
19	127,0	147,1	35,7	65,0	56,9	82,5	92,4	82,5
20	118,0	132,9	35,5	63,8	52,1	71,3	60,1	78,7
21	114,0	298,0	45,0	68,8	40,3	67,5	53,4	73,8
22	97,5	244,0	36,5	65,0	38,2	71,3	51,7	72,5
23	44,0	92,9	36,4	63,0	42,1	62,5	45,8	66,3
24	40,4	80,0	34,9	63,0	36,0	56,2	47,6	60,0
Pearson	0,909		0,902		0,549		0,477	



Monitoreo 24 h efluente do UASB



Monitoreo 24 h efluente do UASB



Perda de lodo no efluente do UASB



Perda de lodo no efluente do UASB



Monitoreo 24 h efluente do RAH



Monitoreo 24 h efluente do RAH

Anexo IX – ANOVA AGVs METODOS TITRIMÉTRICOS

ANOVA unidireccional: UASB D&A; UASB D&AM; UASB KAPP; UASB RIPLEY; RAH D&A; ...

Fuente	GL	SC	CM	F	P
Factor7	8590	1227	5,31	0,000	
Error120	27733	231			
Total127	36324				

S = 15,20R-cuad. = 23,65R-cuad.(ajustado) = 19,20%

ICs de 95% individuales para la media basados en Desv.Est. agrupada

Nivel	NMedia	Desv.Est.	
UASB D&A	19	29,01	10,43
UASB D&AM	15	36,76	12,35
UASB KAPP	15	17,76	10,70
UASB RIPLEY	15	39,02	12,60
RAH D&A	19	38,76	17,64
RAH D&AM	15	47,23	21,04
RAH KAPP	15	35,26	20,55
RAH RIPLEY15	41,80	12,25	

Desv.Est. agrupada = 15,20

Agrupar información utilizando el método de Tukey

	NMedia	Agrupación
RAH D&AM	1547,23	A
RAH RIPLEY	15	41,80 A B
UASB RIPLEY	15	39,02 A B
RAH D&A	19	38,76 A B
UASB D&AM	15	36,76 A B
RAH KAPP	15	35,26 A B
UASB D&A	19	29,01 B C
UASB KAPP15	17,76	C

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Intervalos de confianza simultáneos de Tukey del 95%
Todas las comparaciones en parejas

Nivel de confianza individual = 99,75%

