



**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
CIVIL**

ELENILCE MONTEIRO DE FREITAS

**ESTUDO COMPARATIVO ENTRE REATORES UASB E
TANQUE SÉPTICO, EM ESCALA UNIFAMILIAR, NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DE COMUNIDADE
QUILOMBOLA AMAZÔNICA**

**Belém-PA
2012**

ELENILCE MONTEIRO DE FREITAS

**ESTUDO COMPARATIVO ENTRE REATORES UASB E
TANQUE SÉPTICO, EM ESCALA UNIFAMILIAR, NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DE COMUNIDADE
QUILOMBOLA AMAZÔNICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre.

Linha de pesquisa: Saneamento e Sistemas de Infraestrutura Urbana.

Orientador: Prof^o. Dr^o. André Luiz da Silva Salgado Coelho

**Belém-PA
2012**

ELENILCE MONTEIRO DE FREITAS

**ESTUDO COMPARATIVO ENTRE REATORES UASB E
TANQUE SÉPTICO, EM ESCALA UNIFAMILIAR, NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DE COMUNIDADE
QUILOMBOLA AMAZÔNICA**

Data do exame: ____/____/____

Banca Examinadora:

Prof. Dr. André Luiz da Silva Salgado Coelho
Universidade Federal do Pará – UFPA - Orientador

- Examinador interno

Prof. Dr. Rui Guilherme Cavaleiro de Macêdo Alves
Universidade Federal do Pará - UFPA

Prof. Dr. Aurélio Pessoa Picanço
Universidade Federal do Tocantins – UFT - Examinador externo

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal do Pará, Belém/PA

Freitas, Elenilce Monteiro de,
Estudo comparativo entre reatores UASB e tanque séptico, em escala unifamiliar, no tratamento de esgoto de comunidade quilombola amazônica / Elenilce Monteiro de Freitas. – 2012.

Orientador: André Luiz da Silva Salgado Coelho
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Instituto de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Belém, 2012.

1. Águas residuárias – Purificação – Tratamento biológico. 2. Esgotos. 3. Fossas sépticas. 4. UASB. I. Título.

CDD - 23. ed. 628.35

“Pedras no caminho? Guardo todas, um dia vou construir um castelo...”.

Fernando Pessoa

“Ainda que eu tenha tamanha fé, a ponto de transformar montes, se não tiver persistência, nada serei.”

Carta de São Paulo aos Coríntios

DEDICATÓRIA

Aos meus pais queridos, Maria Naíde Monteiro de Freitas e Moisés de Sena Freitas, e irmãos pelo amor, força e carinho dado nos momentos em que mais precisei.

AGRADECIMENTOS

A Deus que me guiou e protegeu, pois nunca chegaria aqui sozinha.

A minha família, que com seu amor incondicional sempre me deu apoio, acreditando e confiando em mim, estando sempre prontos a ajudar-me e em especial aos meus queridos irmãos Eduardo que sempre me ajudou em todos os momentos em que lhe recorri e Jefferson (*in memoriam*). Muito obrigada.

Ao professor, orientador e amigo André Luiz da Silva Salgado Coelho pela confiança, orientação e sugestões na execução deste trabalho.

A minha amiga, Jackeline Benassuly, de todas as horas que sempre me incentivou, ajudou e acreditou que eu conseguiria cumprir mais esta difícil etapa.

Ao CNPq, pelo financiamento da pesquisa e concessão da bolsa.

A Prof^a Simone Pereira, por ceder um espaço no Laboratório de Química Analítica e Ambiental (LAQUANAM) da Universidade Federal do Pará para a realização das análises laboratoriais da pesquisa.

Aos amigos do mestrado Melquias Daniel, Lia Martins e Paulo Santana pelas conversas e debate de conhecimentos que trocávamos sempre. E ao Pablo, integrante desta pesquisa, pela importante colaboração nas etapas de coletas e análise de amostras.

Aos moradores da comunidade de Itacoã, em especial ao Anderson e seus familiares, que permitiram a instalação dos sistemas de tratamento de afluentes em suas residências e que sempre estavam prontos para nós ajudar e agradar de todas as formas.

E a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, contribuindo para minha formação pessoal e profissional.

RESUMO

Esta pesquisa apresenta o estudo comparativo de reatores anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) e tanque séptico (TS), a fim de investigar a utilização destes reatores em escala unifamiliar no tratamento de esgotos domiciliares. A pesquisa foi realizada em comunidade quilombola próxima a cidade de Belém- PA. Para isto, foram utilizados oito reatores UASB (em forma de “Y”) e um tanque séptico prismático de câmara única. Os reatores UASB possuíam volume de 0,42 m³, enquanto que o tanque séptico volume de 4,20 m³. Cada reator foi instalado em um domicílio, sendo alimentados exclusivamente por esgoto negro (água, fezes e urina) oriundo dos vasos sanitários dos banheiros. Foi analisada a viabilidade técnica da utilização do primeiro em substituição ao segundo, tendo em vista que o TS é amplamente utilizado em locais do Brasil desprovidos de redes coletoras de esgoto. As operações foram realizadas simultaneamente durante aproximadamente 90 semanas, sendo monitorados parâmetros que possibilitaram a análise da estabilidade operacional e do desempenho de cada reator. Ao final da pesquisa foi observado que os reatores UASB apresentaram desempenho tão satisfatório ou melhor que o do TS no tratamento da matéria orgânica e de sólidos em suspensão. Com isso, ficou evidenciada a viabilidade da aplicação do reator UASB utilizado no tratamento unifamiliar de esgotos de pequenas comunidades rurais.

Palavras chave: Tratamento anaeróbio de águas residuárias, águas residuárias doméstica, tratamento unifamiliar, UASB, tanque séptico.

ABSTRACT

This research presents a comparative study of reactors upflow anaerobic sludge blanket (UASB) and septic tank (ST) in order to investigate the use of these reactors scale single-family home in sewage treatment. The research was conducted in quilombola community near the city of Belém-PA. For this, were used eight UASB reactors (in the form of “Y”) and a septic tank prismatic single camera. The UASB reactors had volume of 0,42 m³, while the septic tank volume of 4,20 m³. Each reactor was installed in a home, with powered exclusively by sewage black (water, feces and urine) come from the toilets of the bathrooms. Was analyzed the technical feasibility of the use of the first replacement in the second, with a view that the ST is widely used in places of Brazil devoid of sewage collecting system. The operations were carried out simultaneously for approximately 90 weeks, being monitored parameters that allowed the analysis of operating stability and performance of each reactor. At the end of the research was observed that the UASB reactors showed performance as satisfactory as or better than that of the ST in the treatment of organic matter and suspended solids. Therefore, was demonstrated the feasibility of application of the UASB reactor used in the treatment of sewage from single-family small rural communities.

Keywords: Anaerobic wastewater treatment, Domestic sewage, Onsite treatment, UASB, septic tank

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	xiii
LISTA DE TABELAS.....	xvii
LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIATURAS	xviii
CAPÍTULO 1	1
INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2	3
OBJETIVOS.....	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
CAPÍTULO 3.....	4
REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	4
3.2 TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO DOMÉSTICO.....	5
3.3 FASES DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	7
3.3.1 Hidrólise	9
3.3.2 Acidogênese.....	9
3.3.3 Acetogênese	9
3.3.4 Metanogênese.....	10
3.4 FATORES QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA	10
3.4.1 Temperatura.....	11
3.4.2 pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis	13
3.4.3 Nutrientes	14
3.4.4 Substâncias tóxicas.....	15
3.4.5 Sulfeto	15
3.5 TANQUE SÉPTICO –TS.....	17
3.6 REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE E MANTA DE LODO - UASB	20
3.7 DESEMPENHO DO TRATAMENTO UNIFAMILIAR	27
CAPÍTULO 4	33
MATERIAIS E MÉTODOS	33
4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS	33
4.2 ÁREA DE ESTUDO	35

4.3 DESCRIÇÃO DO APARATO EXPERIMENTAL.....	38
4.3.1 Sistema geral	38
4.3.2 Alimentação dos Reatores	40
4.3.3 Reator UASB.....	42
4.3.4 Tanque Séptico	45
4.3.5 Ponto de coleta dos efluentes	47
4.4 OPERAÇÃO.....	48
4.5 MONITORAMENTO.....	48
CAPÍTULO 5.....	51
DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	51
5.1 ESTABILIDADE OPERACIONAL.....	51
5.1.1 Estabilidade do U_1	51
5.1.2 Estabilidade do U_2	54
5.1.3 Estabilidade do U_3	56
5.1.4 Estabilidade do U_4	59
5.1.5 Estabilidade do U_5	62
5.1.6 Estabilidade do U_6	66
5.1.7 Estabilidade do U_7	69
5.1.8 Estabilidade do U_8	72
5.1.9 Estabilidade do TS	74
5.2 DESEMPENHO.....	78
5.2.1 Desempenho do U_1	78
5.2.2 Desempenho do U_2	82
5.2.3 Desempenho do U_3	87
5.2.4 Desempenho do U_4	92
5.2.5 Desempenho do U_5	97
5.2.6 Desempenho do U_6	102
5.2.7 Desempenho do U_7	107
5.2.8 Desempenho do U_8	112
5.2.9 Desempenho do TS.....	118
5.3 ATENDIMENTO AOS PADRÕES OU METAS.....	122
5.3.1 No reator U_1	124
5.3.2 No reator U_2	124
5.3.3 No reator U_3	125

5.3.4 No reator U_4	126
5.3.5 No reator U_5	127
5.3.6 No reator U_6	128
5.3.7 No reator U_7	129
5.3.8 No reator U_8	130
5.3.9 No TS	131
5.4 COMPARAÇÃO ENTRE OS REATORES E O TS.....	132
5.5 ANÁLISE TÉCNICA DOS REATORES	144
CAPÍTULO 6	147
CONCLUSÕES	147
CAPÍTULO 7	148
RECOMENDAÇÕES.....	148
CAPÍTULO 8.....	149
REFERÊNCIAS.....	149

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Esquema da conversão de matéria orgânica.....	6
Figura 3.2 - Esquema da degradação de matéria orgânica para metano e dióxido de carbono	8
Figura 3.3 - Tipos de unidade de tanque séptico	19
Figura 3.4 - Representação esquemática de um reator UASB.....	22
Figura 3.5 - Reator UASB formato em Y	32
Figura 4.1 - Fluxograma geral da metodologia.....	38
Figura 4.2 - Localização, via satélite, da comunidade de Itacoã	39
Figura 4.3 - Bacia hidrográfica do rio Tocantins	40
Figura 4.4 – Mapa da comunidade quilombola de Itacoã.....	41
Figura 4.5 - Reatores UASB unifamiliar enterrados	42
Figura 4.6 - TS unifamiliar enterrado.....	43
Figura 4.7 - Esquema da unidade de UASB.....	43
Figura 4.8 - Esquema de instalação da unidade experimental UASB.....	44
Figura 4.9 - Esquema da unidade de TS.....	44
Figura 4.10 - Reator UASB unifamiliar pesquisado	45
Figura 4.11 - Detalhes dos espigões.....	46
Figura 4.12 - Detalhes do reator UASB unifamiliar.....	47
Figura 4.13 - Fotografia da construção do TS	48
Figura 4.14 - Corte longitudinal do TS.....	49
Figura 4.15 - Planta baixa do TS.....	49
Figura 4.16 - Ponto de coleta no reator UASB unifamiliar	50
Figura 4.17 - Ponto de coleta no TS.....	50
Figura 4.18 - Voadeira usada na etapa de coleta.....	51
Figura 4.19 - Trapiche do POEMA	52
Figura 4.20 – Caixa isotérmica com frascos de coleta	52
Figura 5.1 - Série temporal do pH no U_1	55
Figura 5.2 - Série temporal da AT no U_1	56
Figura 5.3 - Série temporal do H_2S no U_1	56
Figura 5.4 – Série temporal do pH no U_2	58
Figura 5.5 - Série temporal da AT no U_2	58
Figura 5.6 - Série temporal do H_2S no U_2	59

Figura 5.7 - Série temporal do pH no U ₃	61
Figura 5.8 - Série temporal da AT no U ₃	61
Figura 5.9 - Série temporal do H ₂ S no U ₃	62
Figura 5.10 – Série temporal do pH no U ₄	64
Figura 5.11 - Série temporal da AT no U ₄	64
Figura 5.12 - Série temporal do H ₂ S no U ₄	65
Figura 5.13 - Série temporal do pH no U ₅	67
Figura 5.14 - Série temporal da AT no U ₅	68
Figura 5.15 - Série temporal do H ₂ S no U ₅	68
Figura 5.16 – Série temporal do pH no U ₆	70
Figura 5.17 - Série temporal da AT no U ₆	71
Figura 5.18 - Série temporal do H ₂ S no U ₆	71
Figura 5.19 - Série temporal do pH no U ₇	73
Figura 5.20 – Série temporal da AT no U ₇	74
Figura 5.21 - Série temporal do H ₂ S no U ₇	74
Figura 5.22 - Série temporal do pH no U ₈	76
Figura 5.23 – Série temporal da AT no U ₈	76
Figura 5.24 - Série temporal do H ₂ S no U ₈	77
Figura 5.25 - Série temporal do pH no TS.....	79
Figura 5.26 - Série temporal da AT no TS.....	80
Figura 5.27 – Série temporal do H ₂ S no TS	80
Figura 5.28 - Série temporal da DQO _t no U ₁	82
Figura 5.29 – Série temporal da DQO _f no U ₁	83
Figura 5.30 – Série temporal do N-NH ₄ no U ₁	83
Figura 5.31 - Série temporal do P-total no U ₁	84
Figura 5.32 - Série temporal dos SST no U ₁	85
Figura 5.33 - Série temporal dos SSV no U ₁	85
Figura 5.34 - Série temporal da DQO _t no U ₂	87
Figura 5.35 - Série temporal da DQO _f no U ₂	87
Figura 5.36 - Série temporal do N-NH ₄ no U ₂	88
Figura 5.37 – Série temporal do P-total no U ₂	89
Figura 5.38 – Série temporal dos SST no U ₂	89
Figura 5.39 – Série temporal dos SSV no U ₂	90
Figura 5.40 – Série temporal da DQO _t no U ₃	92

Figura 5.41 - Série temporal da DQO _f no U ₃	92
Figura 5.42 – Série temporal do N-NH ₄ no U ₃	93
Figura 5.43 - Série temporal do P-total no U ₃	94
Figura 5.44 - Série temporal dos SST no U ₃	94
Figura 5.45 - Série temporal dos SSV no U ₃	95
Figura 5.46 - Série temporal da DQO _t no U ₄	97
Figura 5.47 - Série temporal da DQO _f no U ₄	97
Figura 5.48 - Série temporal do N-NH ₄ no U ₄	98
Figura 5.49 - Série temporal do P-total no U ₄	99
Figura 5.50 – Série temporal dos SST no U ₄	99
Figura 5.51 – Série temporal dos SSV no U ₄	100
Figura 5.52 - Série temporal da DQO _t no U ₅	102
Figura 5.53 –Série temporal da DQO _f no U ₅	102
Figura 5.54 - Série temporal do N-NH ₄ no U ₅	103
Figura 5.55 - Série temporal do P-total no U ₅	104
Figura 5.56 – Série temporal dos SST no U ₅	104
Figura 5.57 – Série temporal dos SSV no U ₅	105
Figura 5.58 - Série temporal da DQO _t no U ₆	107
Figura 5.59 - Série temporal da DQO _f no U ₆	107
Figura 5.60 – Série temporal do N-NH ₄ no U ₆	108
Figura 5.61 - Série temporal do P-total no U ₆	109
Figura 5.62- Série temporal dos SST no U ₆	109
Figura 5.63 - Série temporal dos SSV no U ₆	110
Figura 5.64 – Série temporal da DQO _t no U ₇	112
Figura 5.65 – Série temporal da DQO _f no U ₇	112
Figura 5.66 - Série temporal do N-NH ₄ no U ₇	113
Figura 5.67 - Série temporal do P-total no U ₇	114
Figura 5.68 – Série temporal dos SST no U ₇	114
Figura 5.69 – Série temporal dos SSV no U ₇	115
Figura 5.70 - Série temporal da DQO _t no U ₈	117
Figura 5.71 - Série temporal da DQO _f no U ₈	118
Figura 5.72 – Série temporal do N-NH ₄ no U ₈	118
Figura 5.73 - Série temporal do P-total no U ₈	119
Figura 5.74 - Série temporal dos SST no U ₈	120

Figura 5.75 - Série temporal dos SSV no U_8	120
Figura 5.76 – Série temporal da DQO_t no TS.....	122
Figura 5.77 - Série temporal da DQO_f no TS.....	122
Figura 5.78 - Série temporal do $N-NH_4$ no TS	123
Figura 5.79 - Série temporal do P-total no TS	124
Figura 5.80 - Série temporal dos SST no TS.....	124
Figura 5.81 – Série temporal dos SSV no TS.....	125
Figura 5.82 – Percentual de atendimento no U_1	127
Figura 5.83 - Percentual de atendimento no U_2	128
Figura 5.84 - Percentual de atendimento no U_3	129
Figura 5.85 - Percentual de atendimento no U_4	130
Figura 5.86 - Percentual de atendimento no U_5	131
Figura 5.87 - Percentual de atendimento no U_6	132
Figura 5.88 - Percentual de atendimento no U_7	133
Figura 5.89 - Percentual de atendimento no U_8	134
Figura 5.90 - Percentual de atendimento no TS.....	135
Figura 5.91 - Comparações da DQO_t entre UASB mais eficientes e TS.....	136
Figura 5.92 - Comparações da DQO_t entre uasb menos eficientes e TS.....	136
Figura 5.93 - Box-plot da DQO_t	137
Figura 5.94 - Comparações da DQO_f entre UASB mais eficientes e TS.....	138
Figura 5.95 - Comparações da DQO_f entre UASB menos eficientes e TS.....	138
Figura 5.96 – Box-plot da DQO_f	139
Figura 5.97 – Comparações de $N-NH_4$ entre UASB mais eficientes e TS	140
Figura 5.98 – Comparações de $N-NH_4$ entre UASB menos eficientes e TS...	140
Figura 5.99 - Box-plot do $N-NH_4$	141
Figura 5.100 - Comparações do P-total entre UASB mais eficientes e TS.....	142
Figura 5.101 - Comparações do P-total entre UASB menos eficientes e TS .	142
Figura 5.102 - Box-plot do P-total.....	143
Figura 5.103 - Comparações dos SST entre UASB mais eficientes e TS.....	144
Figura 5.104 - Comparações dos SST entre UASB menos eficientes e TS...	144
Figura 5.105 - Box-plot dos SST	145
Figura 5.106 - Comparações dos SSV entre UASB mais eficientes e TS.....	146
Figura 5.107 - Comparações dos SSV entre UASB menos eficientes e TS...	146
Figura 5.108 - Box-plot dos SSV	148

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Efeito do H ₂ S nos seres humanos.....	17
Tabela 3.2 - Eficiências verificadas em reatores UASB	23
Tabela 3.3 - Comparações entre faixas de eficiências com valores da literatura.....	25
Tabela 3.4 - Eficiências de remoção no tanque séptico	33
Tabela 4.1 - Soluções de eventuais problemas durante a pesquisa	37
Tabela 4.2 - Variáveis utilizadas e frequência de análises	53
Tabela 5.1 - Estatísticas do efluente do U ₁ na estabilidade.....	54
Tabela 5.2 - Estatísticas do efluente do U ₂ na estabilidade	57
Tabela 5.3 - Estatísticas do efluente do U ₃ na estabilidade	60
Tabela 5.4 - Estatísticas do efluente do U ₄ na estabilidade	63
Tabela 5.5 - Estatísticas do efluente do U ₅ na estabilidade	66
Tabela 5.6 - Estatísticas do efluente do U ₆ na estabilidade	69
Tabela 5.7 - Estatísticas do efluente do U ₇ na estabilidade	72
Tabela 5.8 - Estatísticas do efluente do U ₈ na estabilidade	75
Tabela 5.9 - Estatísticas do efluente do TS na estabilidade.....	78
Tabela 5.10 - Estatísticas do efluente do U ₁ no desempenho	81
Tabela 5.11 - Estatísticas do efluente do U ₂ no desempenho.....	86
Tabela 5.12 - Estatísticas do efluente do U ₃ no desempenho.....	91
Tabela 5.13 - Estatísticas do efluente do U ₄ no desempenho.....	96
Tabela 5.14 - Estatísticas do efluente do U ₅ no desempenho.....	101
Tabela 5.15 - Estatísticas do efluente do U ₆ no desempenho.....	106
Tabela 5.16 - Estatísticas do efluente do U ₇ no desempenho.....	111
Tabela 5.17 - Estatísticas do efluente do U ₈ no desempenho.....	116
Tabela 5.18 - Estatísticas do efluente do TS no desempenho	121
Tabela 5.19 - Valores limites segundo CONAMA 430/2011, valores da literatura e metas.....	126
Tabela 5.20 – Resumo geral dos desempenhos dos UASB e do TS	146

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
APHA	American Public Health Association
AT	Alcalinidade Total
BAS	Biofiltro Aerado Submerso
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
CF	Coliformes Fecais
CH ₄	Gás metano
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CO ₂	Gás Carbônico
COT	Carga Orgânica Total
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETEs	Estações de Tratamento de Esgoto
H ₂ S	Sulfeto de Hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LAMAG	Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Águas
NBR	Norma Brasileira
N-NH ₄	Nitrogênio Amoniacal
pH	Potencial Hidrogeniônico
POEMA	Programa Pobreza e Meio Ambiente
SES	Sistema de Esgotamento Sanitário
SNIS	Sistema Nacional de Informação
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TAS	Taxa de Aplicação Superficial
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TS	Tanque Séptico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo)

Un	Sigla dos UASB pesquisados (onde "n" é o número de referência de cada um deles)
TSM	Tanque Séptico Modificado com fluxo vertical

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

O problema do saneamento ambiental no Brasil apresenta-se sob diferentes formas. Tanto nos grandes centros urbanos, onde o volume de esgoto gerado é elevado e a poluição dos rios que atravessam essas regiões é acentuada, quanto em pequenas comunidades, onde se tem menor volume de esgoto, mas o mesmo não é coletado, escorre a céu aberto e determina um quadro crítico de salubridade ambiental.

Dados, de 2008, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) apresentam que a cobertura de Sistema de Esgotamento Sanitário (SES) no território nacional atende apenas 55,20 % da população, sendo 84,36 % formada pela população urbana e 15,64% pela população rural. As pequenas comunidades são as mais afetadas pela falta de SES, levando à adoção de medidas mitigadoras como o afastamento do esgoto sanitário e seu despejo *in natura* em rios, lagos ou no próprio solo, contribuindo para poluição e degradação do meio ambiente. Esses dados vêm reforçar a necessidade das autoridades públicas buscarem alternativas para que se possa promover o atendimento de esgotamento sanitário nos núcleos rurais, sendo esses comumente formados por pequenas comunidades.

Diante desta realidade, aliado ao quadro epidemiológico e ao perfil socioeconômico das comunidades brasileiras, constata-se a necessidade de implementação de sistemas individuais de tratamento de esgoto (sistema unifamiliar) que minimizem este problema. Contudo, para que ocorra a aplicação desses sistemas é necessário que os custos envolvidos estejam integrados à perspectiva socioeconômica brasileira. Estes sistemas devem conjugar uma série de requisitos, como: baixo custo de implantação, simplicidade operacional, de manutenção e de controle, baixo requisito de área, etc.

Uma das formas de tratamento unifamiliar aplicadas são os tanques sépticos (TS). Os TS ainda são amplamente utilizados em todo o mundo, constituindo-se, em uma das principais alternativas para o tratamento primário de esgotos de residências e pequenas áreas não servidas por redes coletoras (CHERNICHARO, 1997).

Outra alternativa de tratamento unifamiliar são os reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) que se apresentam como alternativa atraente e amplamente utilizados no tratamento de diversos tipos de águas residuárias.

A comunidade onde se realizou este estudo não conta com nenhum tipo de coleta e tratamento dos esgotos. Os esgotos de algumas edificações são lançados diretamente em sumidouros ou mesmo a céu aberto. Deste modo, esta pesquisa teve como finalidade principal a verificação da utilização de reator UASB unifamiliar em alguns domicílios desta comunidade, para que se pudesse realizar um estudo comparativo entre as unidades de tratamento UASB e TS, e com isso tornar possível a análise da viabilidade técnica e econômica da utilização do tipo de tecnologia UASB em substituição ao tradicional TS.

Mais que propor uma alternativa sanitária e ambientalmente correta para os esgotos desta localidade objetivou-se a viabilidade de uma alternativa para o tratamento de esgotos em qualquer localidade semelhante a esta da investigação, ou seja, carente de redes coletoras de esgoto e cuja população é formada por pessoas de baixa renda.

Deste modo, esta pesquisa apresentou uma proposta de tratamento unifamiliar, alternativo ao tradicional TS, utilizando reator UASB baseado no modelo utilizado por Coelho *et al.*(2002), cujas configurações são diferentes daquelas que tradicionalmente compõem um reator UASB.

CAPÍTULO 2

OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Realizar um estudo comparativo entre as unidades de tratamento unifamiliar UASB e TS, quanto ao desempenho técnico e o operacional, como sistema alternativo para tratamento de efluentes para localidades desprovidas de redes coletoras de esgotos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar o tempo de partida das unidades de tratamento unifamiliar de UASB e TS;
- Analisar a estabilidade operacional por meio das análises de pH, alcalinidade total (AT) e sulfeto (H_2S);
- Analisar o desempenho de reator UASB em escala unifamiliar no tratamento dos efluentes gerados em um domicílio;
- Analisar a possibilidade de troca do tradicional TS por reator UASB em escala unifamiliar.

CAPÍTULO 3

REVISÃO DE LITERATURA

3.1 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Os processos de tratamento de esgoto são classificados como: físicos, químicos e biológicos. Os processos físicos caracterizam-se pela remoção das substâncias em suspensão, em particular os sólidos sedimentáveis do esgoto, incluindo sólidos grosseiros, sedimentáveis e flutuantes. Os processos químicos utilizam produtos químicos, comumente associam-se a outros processos. Os mais utilizados em tratamento de esgoto são: floculação, precipitação química, oxidação química, cloração e correção de pH (JORDÃO & PESSOA, 2005).

E por fim, os processos biológicos que têm como princípio, a oxidação biológica da matéria orgânica. Entende-se por oxidação biológica a conversão de compostos orgânicos a formas inorgânicas, exclusivamente pela ação de micro-organismos, principalmente bactérias (METCALF & EDDY, 2003).

As reações de oxidação liberam energia; num sistema biológico de tratamento, são desencadeadas pelas bactérias com o único objetivo de liberar a quantidade de energia necessária para sua sobrevivência e reprodução (metabolismo celular). De acordo com os microrganismos envolvidos nestas reações de oxidação diferenciam-se os processos biológicos em aeróbios ou anaeróbios (DOMINGUES, 2005).

No processo biológico aeróbio a matéria orgânica é reduzida, e atuam como oxidantes, geralmente, o oxigênio molecular, nitrato ou sulfato, gerando produtos minerais. Já no anaeróbio ocorre um rearranjo de elétrons molecular, na ausência de oxidante, originando produtos mais reduzidos e o biogás com predominância de metano e dióxido de carbono (COELHO *et al.*, 2002).

O processo biológico anaeróbio baseia-se na utilização de micro-organismos, na ausência de oxigênio molecular, para a degradação de matéria orgânica. Esta degradação refere-se às reações que reduzem as dimensões de partículas, tornando-as solúveis ou, a nível molecular, com a quebra de cadeias

ou ligações tripla ou duplas existentes. Os produtos finais do processo anaeróbio são metano e compostos inorgânicos, incluindo o dióxido de carbono e amônia. Esses micro-organismos envolvidos são muito especializados e cada grupo atua em reações específicas (SILVA, 2001).

3.2 TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Os sistemas de anaeróbios de tratamento de esgotos foram considerados, por muito tempo, antieconômicos e problemáticos, mas com o desenvolvimento de pesquisas tem ocorrido um aumento do seu aproveitamento (TONETTI, 2008). Neste tipo de depuração os micro-organismos agem na ausência de oxigênio, transformando compostos orgânicos complexos em produtos mais simples como metano, gás carbônico e água (METCALF & EDDY, 2003).

A evolução do tratamento anaeróbio e, sua conseqüente maior aceitação, deve-se a duas características favoráveis: melhor desempenho dos sistemas anaeróbios modernos que promovem aumento na porcentagem de remoção do material orgânico e por ser mais vantajoso quando comparado ao tratamento aeróbio (GONÇALVES, 2008).

Comparativamente, nos sistemas aeróbios entre 40 e 50% da matéria orgânica é convertida em CO₂ e cerca de 50 a 60% incorpora-se como biomassa, constituindo o lodo. Cerca de 5% deixa o reator sem sofrer degradação. No anaeróbio a maioria do material biodegradável é convertida em biogás (70 a 90%) e apenas uma pequena parcela transforma-se em biomassa (5 a 15%). Este lodo é mais concentrado e com melhores características de desidratação quando comparado ao do tratamento aeróbio. Por outro lado, entre 10 e 30% da matéria orgânica não é degradada, impedindo que seu efluente atenda a legislação pertinente quanto a esse parâmetro, tornando necessário um pós-tratamento (TONETTI, 2008).

Podem-se citar outras desvantagens dos processos anaeróbios, dentre elas: as bactérias são inibidas por um maior número de compostos, a partida do reator pode ser lenta (quando não inoculado), existe a possibilidade

de geração de odores e efluente com aspecto desagradável e há suscetibilidade a mudanças nas condições ambientais.

Além da pequena geração de lodo, têm-se como principais vantagens dos reatores o limitado consumo de energia, a pequena área requerida, o baixo custo de implantação, a possibilidade de utilização do gás metano, o bom funcionamento mesmo após longos períodos de interrupção, sua estabilidade, a aplicabilidade em pequena e grande escala e uma operação simples.

A digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema onde diferentes grupos de micro-organismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas, na Figura 3.1 esta representado um esquema da conversão da matéria orgânica.

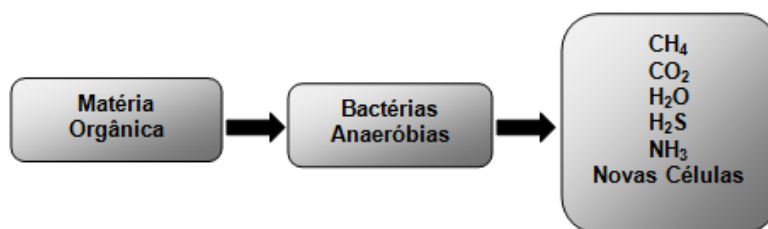


Figura 3. 1 - Esquema da conversão de matéria orgânica.

Fonte: Silva, 2001.

O processo de tratamento anaeróbio é cada vez mais reconhecido como método de tecnologia avançada, de proteção ambiental e de baixo custo e representa, juntamente com outros métodos adequados de tratamento de esgoto doméstico, um sistema de tratamento viável economicamente para países em desenvolvimento e que vem cada vez mais atraindo a atenção de engenheiros sanitários e tomadores de decisões. Ele já vem sendo usado com bastante sucesso em países tropicais, mas também já existem alguns resultados promissores em regiões subtropicais e temperadas (SEGUEZZO *et al.*, 1998).

3.3 FASES DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

O mecanismo mais importante para a remoção de matéria orgânica em sistemas biológicos de tratamento é o metabolismo bacteriano, ou seja, as bactérias utilizam o material orgânico como fonte de energia e para síntese celular. Para desenvolvimento e crescimento das bactérias, ocorrem simultaneamente dois processos: o catabolismo e o anabolismo. No catabolismo, o material orgânico é utilizado como fonte de energia, sendo transformado em produtos estáveis, enquanto que, no anabolismo, o material orgânico é transformado e incorporado na massa celular (METCAF & EDDY, 2003).

Segundo Tonetti (2008), a transformação das macromoléculas orgânicas complexas presentes no esgoto em biogás requer a mediação de vários grupos diferentes de micro-organismos delicadamente balanceados, na qual cada espécie tem uma função essencial. Um exemplo deste comportamento está ilustrado na Figura 3.2, que representa as etapas do processo anaeróbio de tratamento, a espessura das setas, na figura, demonstra a importância relativa dos processos de degradação com porcentagens associadas. Nota-se que a matéria orgânica complexa introduzida no início do processo, é gradativamente decomposta até atingir a forma mais simples que é a do gás metano. Além disto, também se observa que as etapas, em função de ser um efeito “cascata” todas são interdependentes, ou seja, se uma não funcionar as outras também não funciona.

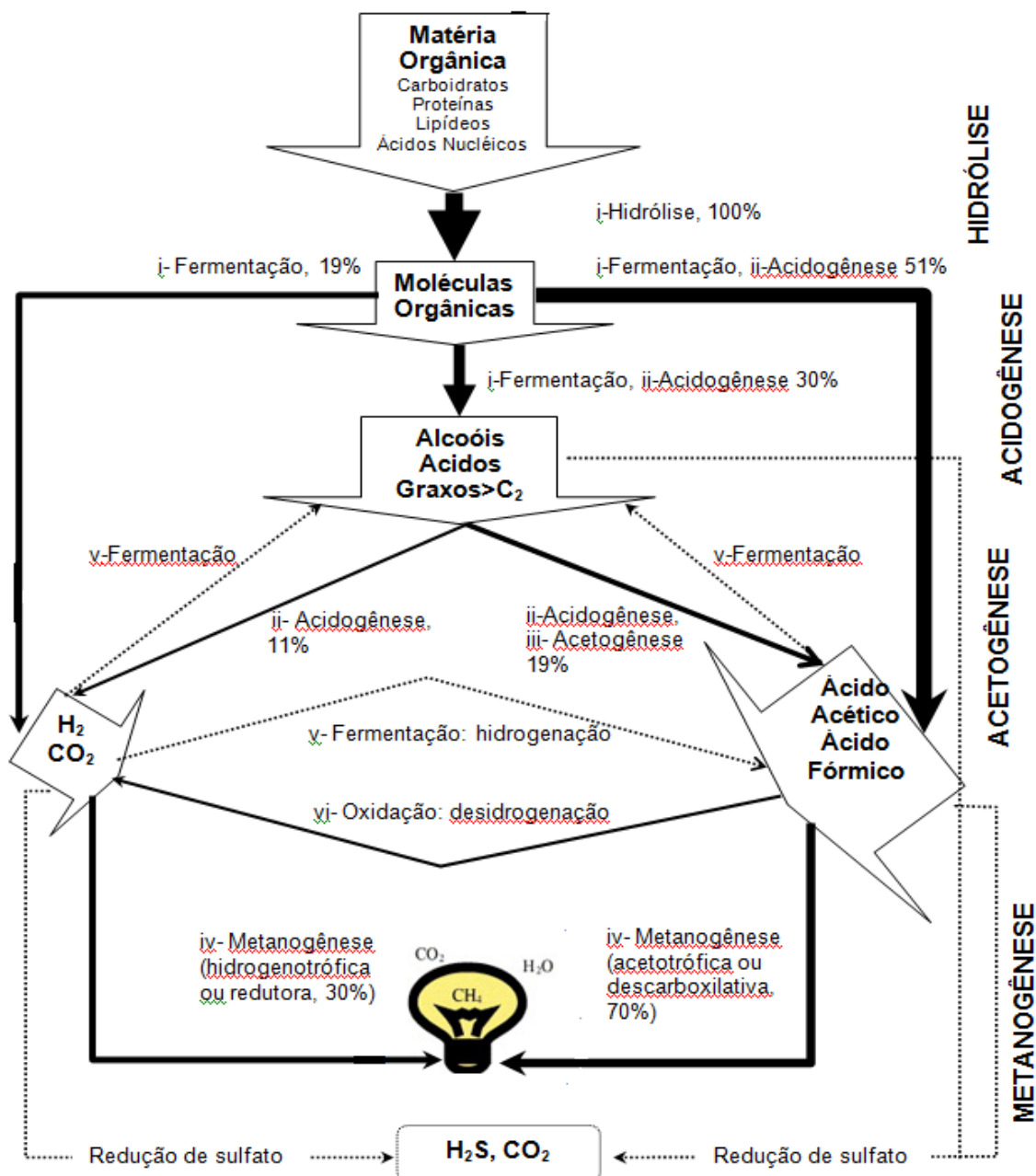


Figura 3.2 - Esquema da degradação de matéria orgânica para metano e dióxido de carbono.

Fonte: Adaptado de Aiyuk *et al*, 2006.

O processo de conversão anaeróbica de matéria orgânica é um processo complexo, definido basicamente por quatro etapas sequenciais, sendo elas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

3.3.1 Hidrólise

Consiste na conversão do material orgânico particulado que é convertido em compostos dissolvidos de peso molecular menor. Essa fase necessita de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas, que degradam proteínas a aminoácidos, carboidratos a mono e dissacarídeos e lipídeos a ácidos graxos de cadeia longa e glicerina. Esta etapa pode ser considerada limitante no processo de digestão anaeróbia, pois sua velocidade é usualmente menor que as demais etapas de conversão.

3.3.2 Acidogênese

A fermentação acidogênica é realizada por grupo diversificado de bactérias, a maioria anaeróbia obrigatória. Neste processo, os produtos da hidrólise são utilizados pelas bactérias fermentativas, as quais excretam substâncias orgânicas simples (ácidos graxos voláteis de cadeia curta – AGV, alcoóis e ácido láctico, além de compostos minerais como CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S , entre outros). Porém, existem também espécies facultativas, com grande importância devido à sua capacidade de consumir o oxigênio dissolvido, às vezes presente, que seria tóxico para as bactérias estritas.

3.3.3 Acetogênese

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Dessa forma, as bactérias acetogênicas fazem parte de um grupo metabólico intermediário que produz substrato para as metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato. Durante a formação dos ácidos acético e propiônico, uma grande quantidade de hidrogênio é formada, fazendo com que o valor do pH no meio aquoso decresça. De todos os produtos

metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. Porém pelo menos 50% da DQO biodegradável são convertidas em propionato e butirato, os quais são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetogênicas.

3.3.4 Metanogênese

Nessa última etapa os produtos da acetogênese são degradados pelas arqueias metanogênicas acetoclásticas (que fermentam a ácido acético) e hidrogenotróficas (que reduzem o dióxido de carbono). Outros processos podem também ocorrer quando o sistema não possui oxigênio, e sim oxidantes alternativos, como nitrato e sulfato. No caso do nitrato pode ser utilizado como oxidante no processo de desnitrificação, sendo reduzido a nitrogênio molecular. Já o sulfato pode ser reduzido a sulfeto, no entanto, esse processo pode ser indesejável, pois as bactérias redutoras de sulfato (BRS) competem pelo substrato, o que leva a menor produção de metano e conseqüente maior produção de gás sulfídrico, que confere odor desagradável, é corrosivo e pode também ser tóxico à metanogênese. Porém, a redução anaeróbia de sulfato pode trazer vantagens quando se trata de reuso do efluente em processos industriais, auxiliando também na redução do teor de metais pesados, e em conseqüência, a toxicidade exercida pelos mesmos.

3.4 FATORES QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA

A degradação de compostos orgânicos realizada por bactérias anaeróbias pode ser seriamente afetada por um grupo de fatores, na sua maioria passíveis de controle, que podem ser divididos em dois grupos: os relativos às condições de operação do sistema de tratamento e os relacionados às variações ambientais (LEITÃO *et al.*, 2006). Tais fatores, quando

devidamente monitorados, podem contribuir para a otimização da atividade bacteriana, aumentando assim a produção de metano.

Desta forma, o sucesso da degradação depende de um balanço delicado do sistema ecológico, demandando uma atenção especial às arqueias metanogênicas, consideradas as mais vulneráveis às mudanças ambientais. Dentre os fatores interferentes ambientais se destacam a temperatura, o pH, a presença de nutrientes, e substâncias que possam ser tóxicas aos organismos responsáveis pela depuração do esgoto.

3.4.1 Temperatura

A temperatura é uma importante variável na operação de reatores anaeróbios, pois influencia a atividade metabólica da comunidade microbiana, refletindo-se nas taxas de hidrólise, de formação de metano e de transferência de gás (METCALF & EDDY, 2003).

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes na digestão anaeróbia, uma vez que afeta os processos biológicos de diferentes maneiras. Dentre os principais efeitos da temperatura incluem-se as alterações na velocidade do metabolismo das bactérias, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos, principalmente de lipídios.

Por não possuírem meios de controlar sua temperatura interna, os microorganismos, determinam essa temperatura a partir do meio o qual eles estão inseridos (MORAES, 2005).

Três faixas de temperatura podem ser associadas ao crescimento microbiano para a maior parte dos processos biológicos:

- Faixa psicrófila: entre 0 e 20°C aproximadamente;
- Faixa mesófila: entre 20 e 45°C aproximadamente;
- Faixa termófila: entre 45 e 70°C.

Para cada uma dessas três faixas, são normalmente referenciados três valores de temperatura para caracterizar o crescimento microbiano:

- Temperatura mínima, abaixo da qual o crescimento não é possível;
- Temperatura ótima, onde o crescimento é máximo;
- Temperatura máxima, acima da qual o crescimento não é possível.

A taxa de crescimento microbiano em temperaturas próximas à mínima é normalmente baixa, aumentando exponencialmente com o acréscimo da temperatura, atingindo o máximo próximo à temperatura ótima. A partir deste ponto de crescimento ótimo, o aumento de alguns graus provoca uma queda abrupta na taxa de crescimento, podendo fazê-la atingir o valor zero e com isso ocasionar um desbalanceamento entre as bactérias acidogênicas e as metanogênicas (*ibid*).

Em temperaturas abaixo de 20° C, a atividade das bactérias anaeróbias diminui, prejudicando a qualidade do efluente final assim como foi exposto em estudos de Song *et al.* (2003). Neste estudo, os autores comprovaram a instabilidade e o baixo desempenho dos reatores após a queda brusca da temperatura ocorrendo redução da remoção de DQO de 77,6 para 56%.

A produção de biogás também é menor nestas condições já que pode ocorrer a supersaturação de metano no líquido devido ao aumento de sua solubilidade temperaturas mais baixas (SALDES *et al.*, 2008).

Em países com baixas temperaturas anuais, o processo anaeróbio não é indicado visto que seria preciso um sistema de aquecimento para manter a temperatura ótima, ou seja, mais recursos financeiros para implantação e manutenção. Deste modo, o tratamento anaeróbio de esgotos domésticos é mais viável para países com clima quente predominante, como o Brasil, que têm temperaturas mais elevadas durante o ano as quais são altamente favoráveis às reações de biodegradação que ocorrem no interior dos reatores, permitindo a degradação mais eficiente da matéria orgânica (PIMENTA *et al.*, 2005).

Embora temperaturas altas sejam desejadas, a manutenção de uma temperatura constante e uniforme no interior dos reatores também é importante, uma vez que o processo anaeróbio é considerado sensível a

mudanças de temperatura, podendo provocar desequilíbrio entre as populações microbianas e afetar a qualidade do efluente final.

Em estudos de Campello & Benetti (2008), três reatores anaeróbios operando a temperaturas constantes de 20, 30 e 35°C foram submetidos à variação de temperatura até 25°C. O reator que recebeu o choque de 10°C teve sua biomassa desestabilizada, com a conseqüente elevação na concentração de ácidos graxos voláteis, e deterioração da qualidade do efluente do reator, com redução de aproximadamente 30% na eficiência de remoção de matéria orgânica.

3.4.2 pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis

A relação entre pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis é muito importante para o controle e a operação adequada dos processos anaeróbios. O pH atua de duas formas principais no processo: diretamente, afetando a atividade de enzimas ou indiretamente, afetando a toxicidade de compostos. Em processos anaeróbios os principais fatores que afetam o pH são: o ácido carbônico e os ácidos voláteis (MORAES, 2005).

A atividade das bactérias anaeróbias metanogênicas é bastante sensível ao valor do pH; uma taxa elevada de metanogênese só se desenvolve quando o pH se mantém em uma faixa estreita próxima do valor neutro. Se o pH tiver um valor menor que 6,3 ou superior a 7,8, a taxa de metanogênese diminui rapidamente. Compostos como CO₂ e ácidos graxos voláteis de cadeia curta tendem a abaixar o pH, enquanto cátions geradores de alcalinidade, como os íons de hidrogênio amoniacal provenientes da degradação de proteínas e o sódio originado da degradação de sabão, aumentam a alcalinidade e o pH (RAMOS, 2008).

O equilíbrio da digestão anaeróbia está associado também à capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar ácidos formados e tamponar o pH. Na interação da alcalinidade com os ácidos orgânicos voláteis, a alcalinidade bicarbonato é convertida em alcalinidade de ácidos voláteis. Essas duas parcelas, alcalinidade bicarbonato (parcial) e alcalinidade de ácidos

voláteis (intermediária) compõem a alcalinidade total do processo de digestão anaeróbia no reator. As principais fontes de alcalinidade são as proteínas que liberam amônia e o acetato que gera bicarbonato (*ibid*).

3.4.3 Nutrientes

Como em todos os processos biológicos, a digestão anaeróbia necessita que alguns nutrientes inorgânicos sejam fornecidos em quantidades satisfatórias para que a manutenção e a atividade dos microrganismos sejam desempenhadas com êxito. São necessários os seguintes nutrientes à estimulação de bactérias metanogênicas, em ordem decrescente de importância: nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B₁₂ (MORAES, 2005).

Para se obter os melhores resultados, a relação C: N do substrato deve estar na faixa de 30:1 a 50:1. Se a relação C: N é alto, o processo é restrito à disponibilidade de nitrogênio; se a relação C: N é baixa, haverá excesso de amônia que inibirá a atividade bacteriana (HUSSAR, 2001).

As necessidades nutricionais mínimas podem ser avaliadas a partir da composição empírica das células microbianas. De um modo geral, pode-se admitir que água residuária contém diferentes tipos de nutrientes em concentrações apropriadas. O nitrogênio é o nutriente requerido em maiores concentrações para o desenvolvimento microbiano, e a concentração de fósforo é cerca de 1/5 a 1/7 do valor estabelecido para o nitrogênio. Para esgotos domésticos, a relação DQO: N: P de 1000:5: 1 é recomendada para degradação de ácidos graxos voláteis (biomassa com baixa produção celular) e, 350:5:1 no caso de degradação de carboidratos (biomassa com alta produção celular). Outros nutrientes como enxofre, ferro, cobalto, níquel e molibdênio, são necessários em pequenas quantidades (VERSIANI, 2005).

3.4.4 Substâncias tóxicas

Dentre as substâncias tóxicas e inibidoras para o processo de fermentação anaeróbia destacam-se os ácidos graxos voláteis, amônia; oxigênio e cátions.

Os ácidos graxos voláteis são tóxicos ao processo, pois um aumento excessivo em sua concentração resulta em consumo da alcalinidade presente, causando um desequilíbrio entre as várias etapas do processo. A amônia livre em concentrações acima de 150 mg/L pode causar inibição do processo de fermentação. A toxidez da amônia é decorrente do excesso de nitrogênio, e pode ser ajustada através do controle da relação C:N ou pela diluição com água (HUSSAR, 2001).

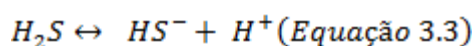
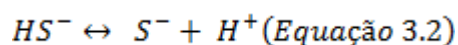
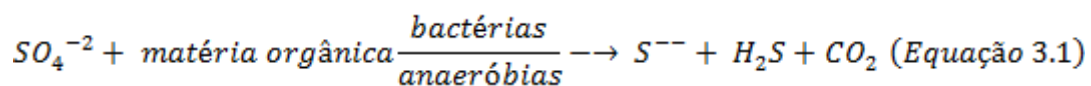
Como as bactérias metanogênicas são obrigatoriamente anaeróbias, a presença de oxigênio ou materiais altamente oxidados como os nitritos e nitratos, causará a inibição do seu processo anaeróbio. Cátions como o sódio, potássio, cálcio e magnésio também poderão ser tóxicos para as bactérias, uma vez que estejam presentes em altas concentrações (*ibid*).

3.4.5 Sulfeto

O sulfeto no esgoto pode ser proveniente de despejos indústrias, de águas de infiltração, da decomposição anaeróbia de matéria orgânica contendo enxofre (por exemplo, aminoácidos tais como cisteína, cistina e metonina), pela redução de tiosulfato, sulfito, enxofre livre e outros compostos inorgânicos de enxofre presente no esgoto, porém, a principal origem é a redução bacteriana do íon sulfato, presente no esgoto, à sulfeto de hidrogênio (H₂S), o qual é excretado como produto final do metabolismo. (TSUTIYA & SOBRINHO, 2000).

A concentração do íon sulfato no esgoto sanitário pode variar de poucas até centenas de miligrama por litro e sob condições anaeróbias, dois gêneros de bactéria anaeróbia obrigatória da espécie *Desulfovibrio*, comumente chamadas de bactérias redutoras de sulfato (BRS), podem converter sulfato a sulfeto. *Dv. Desulfuricans*, *Dv. vulgaris* e *Dv salzigens* são

os principais membros da espécie *Desulfovibrio* associada a essa transformação. Os sulfatos são de grande importância, porque são indiretamente responsáveis por problemas sérios associados com a manipulação e tratamento de esgotos. Esses problemas são o odor e a corrosão devido à redução de sulfatos a sulfeto de hidrogênio em condições anaeróbias, como mostrado nas Equações 3.1, 3.2 e 3.3. (*ibid*)



Efluentes com altas concentrações de sulfato em sua composição podem causar desequilíbrio no processo biológico, se a concentração de sulfeto exceder a 200 mg/L. Estes efluentes fazem uso de ácido sulfúrico ou de matérias primas ricas em sulfato, ou ainda, de compostos reduzidos de enxofre, tais como sulfeto. Nestes casos o sulfato atua comoceptor final de elétrons para um grupo de bactérias redutoras de sulfato (BRS) que pode associar a oxidação de compostos orgânicos reduzidos à redução de sulfato à sulfeto de hidrogênio (H₂S), o qual pode ocasionar problemas sérios associados com a manipulação e tratamento de esgotos como: efeito corrosivo em tubulação de esgoto de concreto e tubulação de gases (METCALF & EDDY, 2003).

O sulfeto de hidrogênio devido a sua toxidez é capaz de irritar os olhos e/ou atuar no sistema nervoso e respiratório dos seres humanos e, dependendo da concentração, pode matar um ser humano em questão de minutos. A literatura não é clara sobre os efeitos da exposição controlada de baixas concentrações de sulfeto de hidrogênio, se é cumulativa ou não, e, se os efeitos são completamente reversíveis, na Tabela 3.1 estão apresentados os efeitos do H₂S nos seres humanos (MAINIER & VIOLA, 2005).

Tabela 3.1 - Efeito do H₂S nos Seres Humanos.

CONCENTRAÇÃO H ₂ S (ppm)	TEMPO DE EXPOSIÇÃO	EFEITO NOS SERES HUMANOS
0,05 - 5	1 min.	Detecção do odor característico
10 - 30	6 – 8 h	Irritação dos olhos
50 - 100	30 min. – 1h	Conjuntivite, dificuldades de respiração
150 - 200	2 – 15 min.	Perda de olfato
250 - 350	2 – 15 min	Irritação dos olhos
350 - 450	2 – 15 min.	Inconsciência, convulsão
500 - 600	2 – 15 min.	Distúrbios respiratórios e circulatórios
700 - 1500	0 – 2 min.	Colapso, morte

3.5 TANQUE SÉPTICO –TS

Tanques sépticos (TS), conhecidos também como decanto-digestores, são unidades locais de tratamento primário aplicado em residências unifamiliares e comunidades desprovidas de sistemas públicos de coleta, tratamento e disposição final de esgoto sanitário. Foi a primeira unidade idealizada para tratamento de esgoto e até hoje é amplamente empregada (GONÇALVES, 2008).

Os tanques sépticos constituem hoje o tipo mais usado, de tratamento anaeróbio para esgotos domiciliar e a maioria atende habitações unifamiliares, embora empregados também para tratar vazões médias e grandes, principalmente, quando construídos em módulos (KUJAWA-ROELEVELD & ZEEMAN, 2006).

Pesquisas de caráter histórico registram como inventor dos tanques sépticos Jean Louis Mouras que em 1860, construiu um tanque de alvenaria, no qual eram coletados antes de serem encaminhados para um sumidouro, os esgotos, restos de cozinha e águas pluviais de uma pequena habitação em Veoul, na França. Este tanque, aberto 12 anos mais tarde, não apresentava acumulada a quantidade de sólidos que foi previamente estimada em função da redução apresentada no efluente líquido do tanque (SOUSA JUNIOR, 2006).

No Brasil, a primeira aplicação do sistema pode ter sido a construção de um grande tanque na cidade de Campinas – SP para tratamento

de esgoto urbano. Entretanto, a difusão dos tanques sépticos se deu apenas a partir de 1930 (ANDRADE NETO, 1997).

Os tanques sépticos são encontrados em quase todo o Brasil, porém a maioria possui falhas de projeto, execução e operação. Existe assim uma vasta experiência, mas limitados recursos para avaliar projeto, acompanhar execução e operação de forma a permitir o registro de informações e dados (*ibid*).

A NBR 7229/93 define tanque séptico como sendo unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgoto por processos de sedimentação, flotação e digestão. Podem ainda ser simples (uma única câmara), com câmaras em série (compartimentos horizontais) ou câmaras sobrepostas (compartimentos verticais), dotados de aberturas para entrada do esgoto bruto e saída do efluente tratado, conforme mostra a Figura 3.3. Os tanques sépticos funcionam como decantadores e digestores, simultaneamente, em uma mesma unidade. No seu funcionamento, que visa à redução da fase sólida dos esgotos, os processos se desenvolvem da seguinte forma (JORDÃO & PESSÔA, 2005):

- Decantação: consiste na separação de fases (sólidos, líquido e gases) por diferença de massa específica. Com a retenção do esgoto ocorre a sedimentação de 60 a 70% dos sólidos em suspensão, e conseqüentemente formação de lodo. Parte dos sólidos não sedimentados, formados por óleos e graxas e outros materiais misturados com gases (provenientes da digestão anaeróbia) ficam retidos na superfície do líquido, no interior da fossa séptica, formando assim a espuma. A decantação é ao tempo de detenção e a turbulência, ou seja, é tanto maior quanto for o tempo de permanência dos esgotos no reator e a tranquilidade hídrica (ANDRADE NETO *et al.*, 1999);

- Digestão anaeróbia: tanto o material sedimentado (lodo) quanto o flutuante (espuma) são degradados progressivamente por bactérias anaeróbias. Da digestão resultam gases, líquidos e acentuada redução dos sólidos retidos, adquirem características capazes de permitir que o efluente líquido possa ser disposto em melhores condições de segurança.

Coelho *et al.* (2002) comentam que o desprendimento de bolhas de gás do lodo pode favorecer o contato entre a massa bacteriana e o material

orgânico, porém pode permitir também a flotação de parte dos sólidos, levando a sua descarga junto com o efluente.

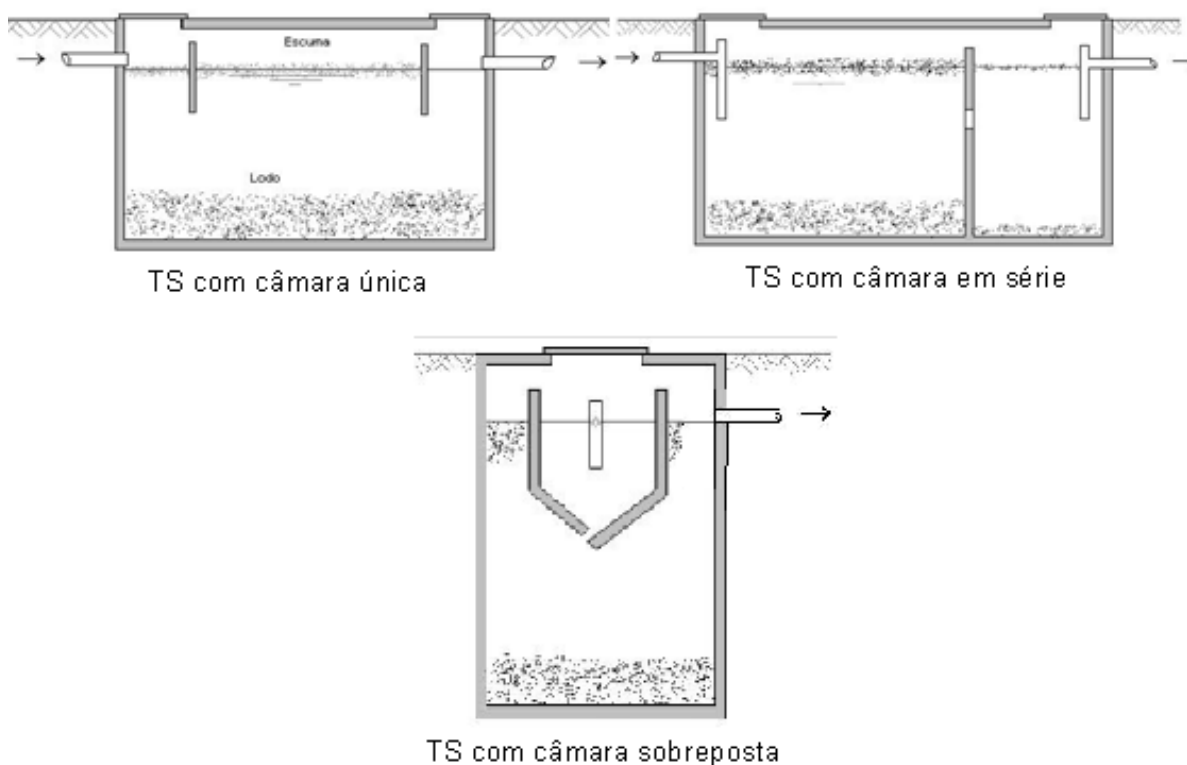


Figura 3.3 – Tipos de unidade de tanque séptico.

Fonte: Adaptado de Tonetti (2004).

Ávila (2005) avaliou o comportamento e comparou o desempenho de três sistemas (Tanque Séptico + Filtro Anaeróbio) com diferentes tipos de meio suporte para o Filtro Anaeróbio: anéis de plástico (sistema 1), cubos de espuma (sistema 2) e brita n.º4 (sistema 3). Foram obtidas eficiências da ordem de 69%, 73% e 68% na remoção de DQO, 68%, 67% e 62% na remoção de DBO, e 90%, 93% e 90% na remoção de SST nos filtros de anéis de plástico, brita n.º. 4 e cubos de espuma respectivamente. As concentrações de DQO, SST e SSV no efluente dos tanques sépticos 1, 2 e 3 foram: 141, 66, 45; 142, 49, 43 e 162, 57 e 36 respectivamente.

Barbosa *et al.* (2007), com base no estudo do desempenho de um tanque séptico seguido por um biofiltro aerado submerso (BAS), concluíram que o aumento da eficiência do sistema não acontece necessariamente em função do aumento do TDH. Os autores também observaram que, dependendo da faixa de TDH, o sistema proporcionava maior ou menor remoção de matéria

orgânica biodegradável. Este estudo, desenvolvido na Universidade Federal do Paraná (UFPR), foi operado em escala de bancada (tanque séptico com 27 L e BAS com 6,3 L), com os TDHs de 12; 15; 18; 21 e 24 horas para o tanque séptico, taxa de aplicação superficial (TAS) de $5,01 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \text{ dia}$ e vazão constante de $25 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ para o BAS, sendo alimentado com esgoto sintético. Nesse caso, o tanque séptico apresentou curvas de eficiência entre 25 e 75% para os parâmetros DQO e COT respectivamente.

3.6 REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE E MANTA DE LODO - UASB

Os “reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo” possuem várias denominações no Brasil (RAFA, DAFA, RAFAALL, RALF, etc.), mas consagrou-se no mundo todo pela nomenclatura original inglesa: UASB – upflow anaerobic sludge blanket. Esses reatores tiveram origem na Holanda, na década de setenta, após trabalhos desenvolvidos pelo Prof. Gatze Lettinga e sua equipe, na Universidade de Wageningen.

Os processos anaeróbios ganharam popularidade nos últimos anos, e já foi aplicado com sucesso para o tratamento de diversos tipos de águas residuárias. Antes voltada principalmente para sistemas de alta taxa, atualmente, também, o seu sucesso está relacionado à sua aplicabilidade para o tratamento de águas residuárias domésticas (com baixa concentração de matéria orgânica) e que já vem sendo aplicada com êxito, em especial sob condições tropicais onde o a temperatura favorece o processo de digestão (AIYUK *et al.*, 2006).

Hoje, reatores UASB são amplamente utilizados no tratamento de vários tipos de águas residuárias. Seu sucesso se deve a formação e estabilização de uma biomassa com elevada atividade no fundo do reator. Não possuem material de enchimento que sirva de suporte para essa biomassa; a imobilização ocorre pela adesão e agregação de micro-organismos, formando flocos dispersos ou grânulos densos (1 a 5 mm) de alta resistência. O desenvolvimento granular depende das características do afluente, da natureza do inóculo e das condições operacionais (pH, temperatura, alcalinidade, etc.).

Muito mais se sabe hoje sobre as condições anaeróbias de crescimento dos micro-organismos, porém a fase de partida ainda é delicada. Trata-se de um período transiente, caracterizado por instabilidades operacionais. Esse processo pode ser obtido por três diferentes formas:

- Com utilização de inóculo adaptado ao esgoto a ser tratado: forma rápida e satisfatória, sem período de adaptação;
- Com utilização de inóculo não adaptado ao esgoto a ser tratado: passa por um período de adaptação, com fase de seleção microbiana;
- Sem utilização de inóculo: é a forma mais desfavorável, pois a inoculação ocorre com micro-organismos existentes no esgoto a ser tratado, sendo necessária a retenção e seleção dos mesmos.

Como mostra a Figura 3.4, o processo consiste de um fluxo ascendente de esgotos através de um leito de lodo denso e de elevada atividade. O perfil de sólidos no reator varia de muito denso e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, próximas ao fundo (leito de lodo), até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator (manta de lodo).

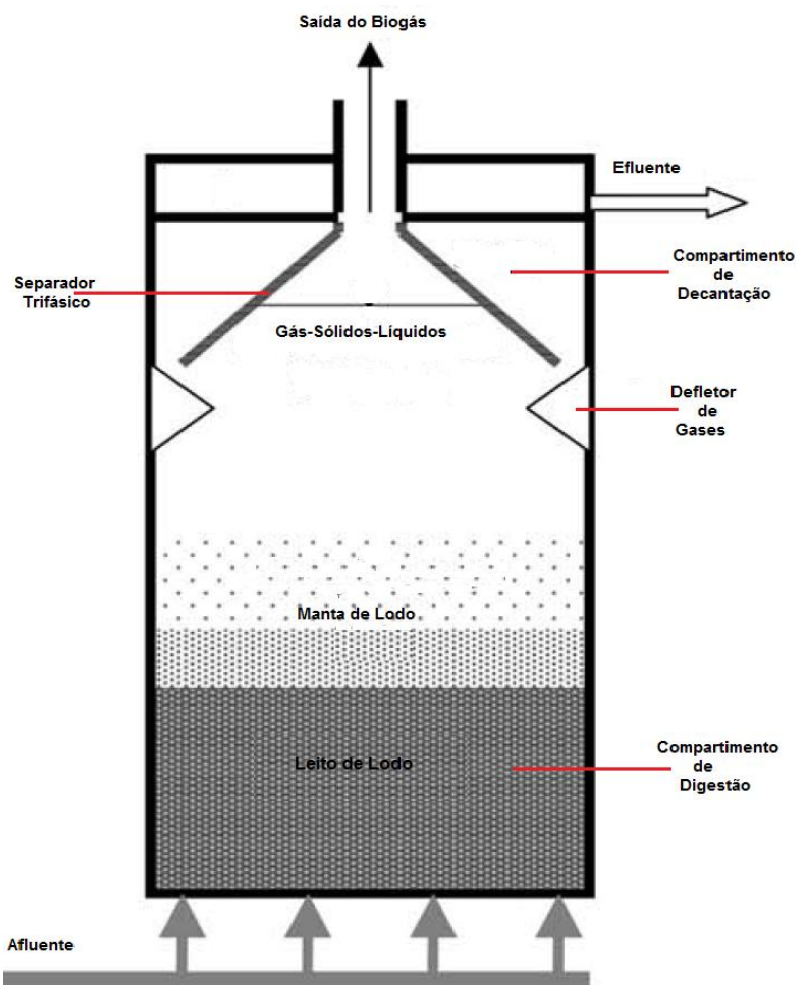


Figura 3.4 - Representação esquemática de um reator UASB.
 Fonte: Adaptado de Kujawa-Roeleveld & Zeeman (2006).

A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação (leito e manta de lodo), sendo a mistura do sistema promovida pelo fluxo ascensional do esgoto e das bolhas de gás. O esgoto entra pelo fundo e o efluente deixa o reator por meio de um decantador interno localizado na parte superior do reator. Um dispositivo de separação de gases e sólidos, localizado abaixo do decantador, garante as condições ótimas para a sedimentação das partículas que se desgarram da manta de lodo, permitindo que estas retornem à câmara de digestão ao invés de serem arrastados para fora do sistema. Embora parte das partículas mais leves seja perdida juntamente com o efluente, o tempo médio de residência de sólidos no reator é mantido suficientemente elevado para manter o crescimento de uma massa densa de micro-organismos formadores de metano, apesar do reduzido tempo de detenção hidráulica (HALALSHEH *et al.*, 2005).

Um dos princípios fundamentais do processo é sua habilidade em desenvolver uma biomassa de elevada atividade, que pode se apresentar na forma de flocos ou grânulos. Um lodo anaeróbio de boa qualidade pode ser conseguido através de um processo cuidadoso de partida do sistema, onde haverá uma seleção prévia da biomassa. O lodo mais leve, de má qualidade, será arrastado para fora do sistema, enquanto o lodo de boa qualidade será retido.

Esse reator UASB tem como característica a presença de um dispositivo localizado na parte superior do reator, que funciona tanto como separador de gás, sólido e líquido quanto como decantador. O despejo é introduzido no fundo do reator, passa pela zona de digestão constituída pelo manto de lodo, e sai tratada após passar pelo decantador, que deflete o gás para câmaras onde o mesmo é coletado. O lodo que eventualmente é arrastado com o líquido e o gás tem a oportunidade de sedimentar e retornar à zona de digestão (IGLESIA, 2004).

Embora tenham diversas vantagens, esses reatores apresentam algumas desvantagens como, por exemplo: possibilidade de emanção de maus odores, baixa tolerância a cargas tóxicas, tempo de partida relativamente longo, caso não seja aplicado inóculo e necessidade de uma etapa de pós-tratamento (*ibid*).

Com relação ao desempenho (eficiência) de reatores UASB, a Tabela 3.2 apresenta os resultados obtidos por alguns autores.

Tabela 3.2 - Eficiências verificadas em reatores UASB.

Água residuária	TDH (h)	Eficiências (%)		Autor
		DQO	SST	
Esgoto doméstico	13	51 a 74	71	Coelho <i>et al.</i> , 2002.
Esgoto industrial	12	65,4	73,5	Pereira-Ramirez <i>et al.</i> , 2003.
Esgoto industrial	12 a 20	24 a 52	-	Campos <i>et al.</i> , 2004.
Esgoto industrial	30	84	-	Campos <i>et al.</i> , 2005.
Esgoto doméstico	3 a 9	64 a 81	78 a 90	Versiani, 2005.

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica.

Van Haandel & Lettinga (1994) apresentaram resultados da operação, por 30 semanas, de um reator UASB com volume de 160 m³, tratando esgoto doméstico em temperatura entre 22 e 25°C. Durante a operação com tempo de detenção hidráulica de 7,2 horas as características do esgoto afluyente foram: DQO = 863 mg/L, DBO = 518 mg/L e SST = 478 mg/L. Foram obtidos os seguintes resultados médios nesse tempo de detenção:

- Remoção de DQO_{tot.} = 67% (81%);
- Remoção de DBO_{tot.} = 83% (90%);
- Remoção de SST = 53% (77%).

Em pesquisa realizada por Ekman *et al.* (2000), na partida e operação de um reator UASB para a cidade de Caxias do Sul, demonstrou que o tratamento de efluente doméstico em baixa temperatura pode ser viável já que a temperatura média, para os meses mais frios, foi de 14°C. As eficiências para a remoção dos sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos totais (SST) foram de aproximadamente 50% e de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de cerca de 60% nesses meses. O reator, com volume útil de 1.000 m³, operava com vazão média de 0,84 m³.s⁻¹ e o TDH de 37,2 h no final do período de monitoramento. Também foi calculada a carga orgânica volumétrica (COV) aplicada, que permaneceu em torno de 0,4 kg DQO m⁻³.d⁻¹.

Oliveira & Von Sperling (2005) avaliaram 166 ETEs em operação nos estados de Minas Gerais e São Paulo, entre janeiro de 1995 agosto de 2003, compreendendo diversas tecnologias. Foram analisadas 30 ETEs com reatores UASB operando isoladamente que apresentaram desempenhos um pouco aquém do reportado pela literatura, considerando as concentrações de DQO, nutrientes e coliformes fecais (CF). Os reatores UASB mostraram boa eficiência de remoção de DQO, DBO e CF, porém fraco desempenho quanto à remoção de SST e nutrientes. A Tabela 3.3 apresenta as faixas de eficiências observadas pelos autores e a comparação com os valores encontrados na literatura.

Tabela 3.3 – Comparações entre faixas de eficiências com valores da literatura.

Faixa	DBO(%)	DQO(%)	SST(%)	CF(unid. Log removida)
ETEs Monitoradas	65 a 79	44 a 77	57 a 81	0 a 1,3
Literatura	60 a 75	55 a 70	65 a 80	0,5 a 1,5

Fonte: Oliveira & Von Sperling (2005).

Florêncio *et al.* (2001) operaram um reator UASB ($V=810 \text{ m}^3$), em escala real, no tratamento de doméstico, durante um período de 30 meses. Este estudo foi realizado em Pernambuco em estação de tratamento de esgoto doméstico. Os resultados indicaram uma remoção média de 80% de DQO para tempos de detenção hidráulica entre 8,8 e 9,7 h. Importantes parâmetros operacionais para o contexto local são citados como: manutenção regular, limpeza e remoção da caixa de areia, espuma da caixa no reator e também a idade do lodo no sistema de esgoto.

Halalsheh *et al.* (2005) estudaram o comportamento de um reator UASB de 96 m^3 no tratamento de esgoto com DQO elevada ($\text{DQO} = 1531 \text{ mg/L}$) durante 2,5 anos. O reator foi operado em duas fases. Inicialmente os autores aplicaram taxa de carga de 3,6 a $5,0 \text{ kg.DQO/m}^3$ e posteriormente uma taxa de 2,9 a $4,6 \text{ kg.DQO/m}^3$. Os resultados mostraram uma remoção média de 51% de DQO para a primeira fase e 62% para segunda. Os autores afirmam que não houve variação das taxas de remoção com a temperatura.

Torres & Forresti (2001) estudaram o tratamento de esgoto doméstico em sistema piloto composto de reator UASB seguido de reator aeróbio compartimentado. O reator UASB foi operado durante seis meses com um tempo de detenção hidráulica de 6 horas. O esgoto empregado apresentou as seguintes características médias: $\text{DQO}_{\text{tot.}} = 569 \text{ mg/L}$, $\text{DQO}_{\text{fil.}} = 243 \text{ mg/L}$, $\text{SST} = 131 \text{ mg/L}$ e temperatura de 21°C . Os resultados de remoção de $\text{DQO}_{\text{tot.}}$, $\text{DQO}_{\text{fil.}}$ e SST foram 65, 82 e 66% respectivamente. Os autores mencionaram que a remoção de nutrientes não foi eficiente, porém a conversão do nitrogênio presente no esgoto afluente em nitrogênio amoniacal (N-NH_3^+) foi praticamente completa (97% de conversão).

Lew *et al.* (2004) realizaram uma pesquisa com um reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) convencional e um reator UASB híbrido com filtro onde foram investigado e comparado seus desempenhos para o tratamento de águas residuárias domésticas para diferentes temperaturas (28, 20, 14 e 10 ° C). Ambos os reatores proporcionaram desempenhos semelhantes. Os dois reatores, em condições de verão (20-28°C), apresentaram remoção de DQO acima de 72%. Em temperaturas mais baixas (14-10°C) o reator UASB convencional apresentou maior retenção de sólidos. Em ambos os reatores, o lodo acumulado no inverno foi posteriormente digerido no verão seguinte, que foi evidenciado por uma grande produção de gás nesta temporada quente. Com base nos resultados desta investigação, concluiu-se que tanto o UASB convencional quanto o UASB híbrido-filtro podem ser uma boa alternativa no tratamento de águas residuárias domésticas, mesmo em climas temperados. O reator UASB híbrido contendo filtros em anéis, não mostrou nenhuma vantagem sobre o UASB convencional e também obteve desempenho ligeiramente pior em temperaturas mais baixas.

Versiani (2005) operou um reator UASB, submetido a diferentes condições operacionais e aplicado ao tratamento de esgoto tipicamente doméstico. A unidade foi operada e monitorada por um período de 270 dias delineados em quatro fases operacionais segundo os seguintes tempos de detenção hidráulica: 9, 7, 5 e 3 horas. Verificou-se que na fase III (TDH 5 horas) foi a que apresentou melhor desempenho somente em termos de eficiência média de remoção de DQO (81%) e SST (89%), em relação à fase I (TDH 9 horas) e II (TDH 7 horas); e em termos de DBO (80%), melhor desempenho em relação à fase IV (TDH 3 horas). Observou-se índice de 100% de atendimento ao padrão de lançamento de 60 mg/L de DBO e de SST, em ambos os casos e fases, com exceção do valor de DBO da fase I.

Vieira *et al.* (2005) avaliando o desempenho do reator UASB da ETE Lages de Aparecida de Goiânia – GO durante sua fase inicial de operação verificaram que durante o período da pesquisa (oito meses) o desempenho do reator UASB não apresentou nenhuma anormalidade e obteve desempenho satisfatório com TDH de 46 horas. A estabilização da matéria orgânica no reator iniciou-se a partir da 17ª semana de operação, estabelecendo uma boa eficiência e praticamente constante redução da DBO e DQO. Os resultados

demonstraram eficiência de remoção, dos constituintes orgânicos, satisfatória em média de 65% para DBO e 65,65% para DQO, porém a eficiência de projeto esperada, 78%, até o final da pesquisa, não foi alcançada.

Elmitwalli & Otterpohl (2007), realizaram uma pesquisa para se avaliar a viabilidade de tratamento de águas cinzas em reator UASB, operado com tempos de detenção hidráulica (TDH) de 16, 10 e 6 horas e temperatura de 30°C. Também foi avaliada a biodegradabilidade anaeróbia máxima, sem adição de inoculo que alcançou valor de 76%, a máxima remoção de DQO no UASB foi de 84%. Os resultados mostraram que a $DQO_{col.}$ foi a mais elevada da biodegradabilidade anaeróbia máxima (86%), já a $DQO_{sus.}$ e a $DQO_{dis.}$ teve biodegradabilidade anaeróbia máxima semelhante de 70%. Os resultados do reator UASB demonstrou que uma remoção de $DQO_{tot.}$ de 52-64% foi obtido no TDH entre 6 e 16 h. O reator UASB removeu 22-30% e 15-21% do nitrogênio total e fósforo total na água cinza, respectivamente, principalmente devido à remoção de partículas em nutrientes. As características do lodo no reator UASB confirmou que o reator tinha um desempenho estável. O tempo de permanência mínimo de lodo e a atividade metanogênica específica máxima do lodo variou entre 27 e 93 dias e 0,18 e 0,28 kg DQO / (kg SV d) respectivamente.

Em pesquisa, realizada por Luostarinen *et al.* (2007), os autores monitoram três reatores UASB tratando efluente doméstico concentrado proveniente de sanitários sendo que um deles tinha volume de 1,2 m³ e os outros dois volume de 0,2 m³. O TDH dos reatores foram respectivamente 4,2 h e 29 h. A operação ocorreu com diferentes parâmetros e suas temperaturas variaram entre 15°C e 20°C. Foi demonstrado ser viável para o tratamento de esgoto doméstico concentrado na medida em que o lodo se adaptou com a temperatura. As melhores eficiências de remoção de DQO tiveram valores próximos a 80%.

3.7 DESEMPENHO DO TRATAMENTO UNIFAMILIAR

Os processos anaeróbios têm sido utilizados para o tratamento de esgoto doméstico desde o final do século XVIII, inicialmente, como um único

reator para a separação de sólidos e digestão, e, depois, como unidades separadas para o lodo primário e secundário provenientes de sedimentadores de plantas de processos de tratamento secundários aeróbios. Recentemente, são utilizados como principais unidades para a remoção de carbono orgânico das águas residuárias, especialmente em regiões tropicais e subtropicais (FORESTI *et al.*, 2006).

O grande sucesso no desenvolvimento desta tecnologia pode ser atribuído à introdução de reatores inovadores como, por exemplo, os reatores UASB, entre outros. A principal peculiaridade desse tipo de reator é a ausência de material de enchimento. Dessa forma, os microrganismos são fixados por meio de autoadesão, formando flocos ou grânulos densos suspensos, que se dispõem em camadas de lodo a partir do fundo do reator. Consequentemente, o reator apresenta tempos de retenção celular (TRC) muito altos, mesmo quando submetidos a tempos de detenção hidráulica (TDH) muito baixos. Portanto, além do reator UASB trabalhar com TDH baixo, ele tem a capacidade de acomodar altas cargas orgânicas e hidráulicas (SANTANA, 2008).

Existem duas abordagens básicas para tratamento de águas residuárias: centralizadas ou descentralizadas. Os sistemas de tratamento centralizado são complexos e caros, em termos de construção, operação e manutenção, enquanto que sistemas descentralizados são mais simples e operações de custo mais baixo. O mais adequado para saneamento básico neste caso é o descentralizado, para o tratamento de águas residuárias provenientes de casas individuais, conjuntos de casas, isoladas e comunidades menos desenvolvidas, e para comunidades maiores que não possuem sistemas de esgotos (MOUSSAVI *et al.*, 2010).

Wilderer & Schreff (2000) apresentam duas vantagens para os sistemas descentralizados: a redução do transporte dos esgotos, o que implica na provável eliminação de elevatórias e reservatórios de estocagem e a solução de eventuais problemas em uma unidade simples evitando um colapso em todo o sistema.

Existem diversas opções para sistemas de tratamento de águas residuárias unifamiliar. Entre eles, o tratamento anaeróbio é considerado o mais adequado com o seu projeto de reator simples e de baixo custo, necessidade de espaço pequeno, baixa produção de lodo, baixo consumo de

energia e demanda de nutrientes potencial para a produção de energia, alta capacidade de carga e capacidade de tolerar falhas de longo prazo entre as paradas (LUOSTARINEN & RINTALA, 2005).

O mais antigo e conhecido sistema de pré-tratamento utilizado desde o final do século XIX em sistemas descentralizados tem sido o tanque séptico. O convencional tanque séptico, por sua simplicidade construtiva e operacional, é o sistema mais utilizado no pré-tratamento de esgotos em áreas não servidas por sistemas, tipicamente vistos em locais isolados residenciais nos países em desenvolvimento (COELHO *et al.*, 2002).

Apesar de uma fração de sólidos particulados serem removidas por flotação e sedimentação, quase todos orgânicos dissolvidos que entram passam através do tanque séptico sem nenhum tratamento significativo. Além disso, esses sistemas apresentam várias deficiências técnicas e de construção (*ibid*).

Philippi *et al.* (1999) pesquisaram a eficiência de um sistema composto por tanque séptico seguido de sistema wetland no tratamento de efluentes líquidos (soro de queijo, gordura, sangue, comida enlatada, carne suína e esgoto sanitário) originários do centro de aprendizagem de artesãos de aproximadamente 66 trabalhadores. Antes de chegar ao tanque séptico, o esgoto passava por uma caixa de gordura e um medidor de fluxo. O sistema foi operado por um período de um ano e foram monitorados três pontos principais: entrada do esgoto bruto (antes da caixa de gordura), efluente do tanque séptico e efluente da “wetland”. Os resultados de DQO, SST e SSV encontrados pelos autores, para o esgoto bruto e para o efluente do tanque séptico foram de 1.045, 119, 84, 695, 180, 122 mg/L, respectivamente, e com remoção de DQO igual a 33%.

Coelho *et al.* (2002) investigaram paralelamente os desempenhos de tanque séptico e de reator UASB em fibra de vidro e formato de Y (conforme Figura 3.5), em escala real e com tempos de detenção hidráulica de 2 dias e 13 horas respectivamente, no tratamento unifamiliar de esgoto doméstico, para se avaliar a viabilidade de operação de um UASB no lugar do tanque séptico, para este tipo de tratamento, com relação a remoções de matéria orgânica (DOQ) e sólidos em suspensão. Após ter atingido a estabilidade operacional o UASB obteve um melhor desempenho quando comparado ao tanque séptico. A

remoção de DQO média do efluente do UASB foi de 74% e do efluente do tanque séptico foi de 67%. A remoção média de sólidos suspensos no UASB foi de 71% e no tanque séptico foi de 69%.

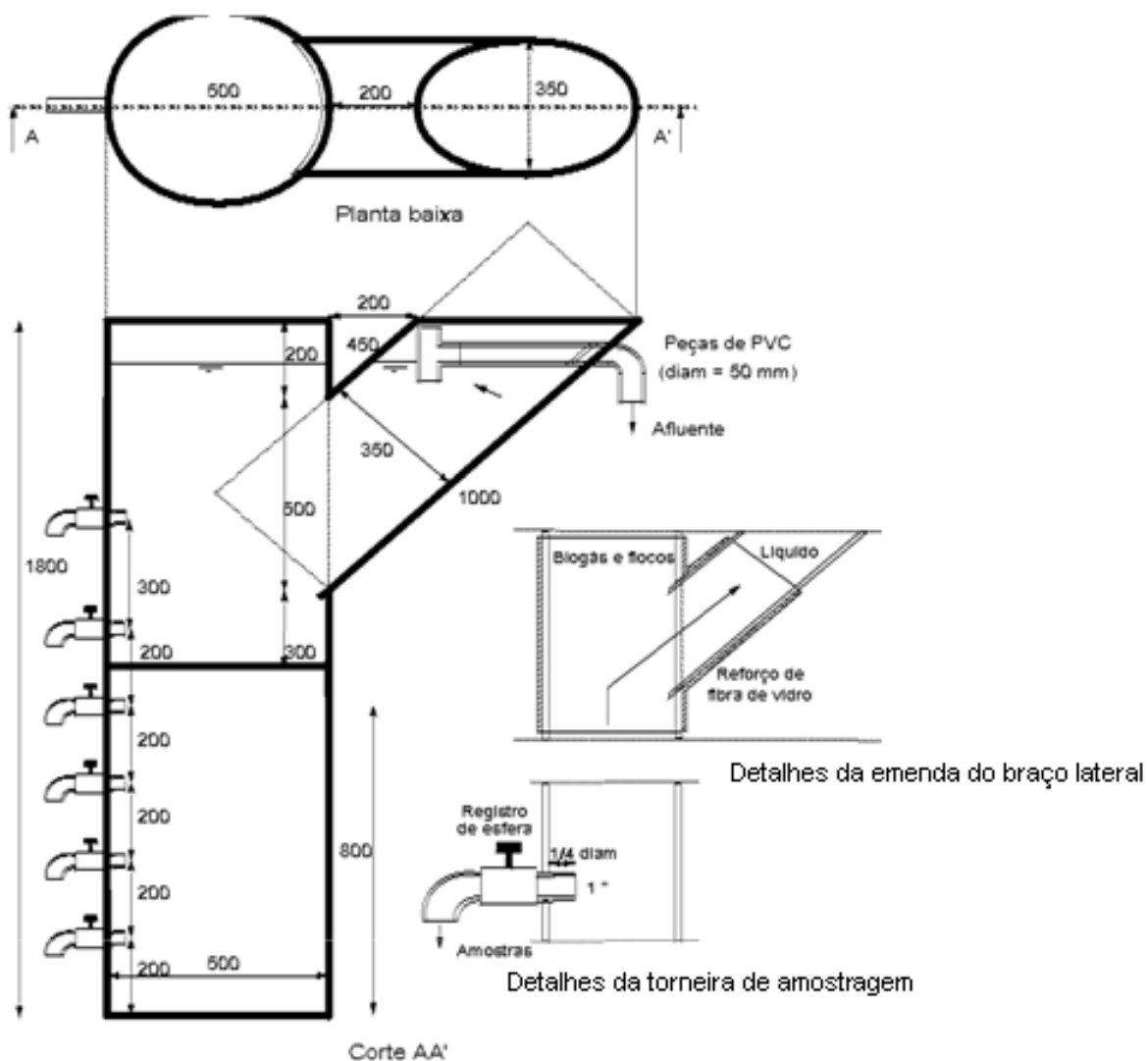


Figura 3.5 - Reator UASB formato em Y.

Fonte: Coelho *et al.* (2002).

Barbosa (2006) realizou um estudo, onde em que uma das etapas, foi utilizado um tanque séptico alimentado por esgoto sintético, com o intuito de avaliar o tempo de detenção no qual o tanque séptico apresentava melhores eficiências de remoção. As eficiências encontradas são apresentadas na Tabela 3.4, o tempo de detenção ótimo encontrado foi de 18 horas.

Tabela 3.4 - Eficiências de remoção no tanque séptico.

TDH	Parâmetro				
	DQO	DBO	COT	SS	SSV
12	23%	29%	40%	56%	42%
15	36%	45%	42%	84%	87%
18	66%	77%	56%	52%	59%
21	60%	70%	48%	67%	70%
24	36%	69%	71%	74%	79%

Fonte: Barbosa (2006).

Al- Shayah & Mahmoud (2008) pesquisaram um UASB (R_1) e TS (R_2) instalados em paralelo tratando efluente com alta concentração de DQO (1.189 mg/L) a temperatura média de 24°C, sob dois TDH diferentes 2 dias para R_1 e 4 dias para R_2 . As eficiências de remoção alcançadas para $DQO_{tot.}$, $DQO_{sus.}$, DBO_5 e SST em R_1 e R_2 foram de: 56 , 87, 59 e 81 % e 58 , 90, 60 e 82% , respectivamente.

Al- Jamal & Mahmoud (2009) estudaram o tratamento de esgoto forte de comunidade, em duas unidades de tratamento UASB e tanque séptico (R_1 e R_2) que foram operados paralelamente sob diferentes TDH (dois dias para o R_1 e de quatro dias para R_2) por um ano e monitorado ao longo do semestre frio do ano. Durante o período de monitoramento, com temperatura bastante baixa 17,3°C, o esgoto foi caracterizado com uma $DQO_{tot.}$ alta de 905 mg/L. A eficiência de remoção alcançada em R_1 e R_2 para $DQO_{tot.}$, $DQO_{sus.}$, $DQO_{col.}$, $DQO_{dis.}$, DBO_5 e SST foram 51 , 83, 20, 24 , 45 e 74 % e 54 , 87, 10, 28, 49 e 78% , respectivamente.

Moussavium *et al.* (2010) estudaram o tratamento anaeróbio de água residuária unifamiliar em tanque séptico modificado com fluxo vertical (TSM), em escala piloto, seu desempenho foi investigado sob três diferentes tempos de detenção hidráulica (TDHs) de 24, 12 e 6 h, com remoções de 85, 77 e 86% da demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST) respectivamente para um TDH de 24h. Com a diminuição do TDH para 12 e depois para 6h, resultou na deteriorização da qualidade dos efluentes e reduziu significativamente o desempenho da unidade de tanque séptico modificado com fluxo vertical.

Graaff *et al.* (2010) pesquisaram a viabilidade da aplicação de reator UASB, no tratamento de esgoto negro concentrado funcionando em dois estágios (concentrações diferentes). A remoção média de DQO apresentada foi de 74%.

Wu *et al.* (2011) fizeram um estudo de sistema wetland para tratamento de águas residuárias (efluentes de cozinha e lavanderia) de uma residência. As eficiências de remoção da DBO₅, SST, NH₄-N e P- total foram de: 96; 97; 88,4 e 87, 8% respectivamente.

CAPÍTULO 4

MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A pesquisa foi realizada na comunidade de Itacoã e as análises físico-químicas foram desempenhadas no Laboratório Multiusuário de Tratamento de Águas (LAMAG) da Universidade Federal do Pará (UFPA). A pesquisa foi dividida em três etapas distintas, descritas abaixo:

ETAPA 1: Educação e definições. Consistiu na demonstração para a comunidade quilombola de Itacoã do porque e a importância da pesquisa para as pessoas que lá residem. Este procedimento foi fundamentado devido o fato de que cada reator instalado ficou sob a guarda das pessoas que residem naquele domicílio que o abrigou. Portanto, foi fundamental que as pessoas utilizem-se o vaso sanitário apenas para suas necessidades fisiológicas.

A partir daí, foram definidas nove casas da comunidade para participarem da pesquisa, onde cada casa selecionada teria obrigatoriamente de ter um banheiro com vaso sanitário e caixa de descarga. Assim, em oito casas foram instalados os reatores UASB e uma das casas continuou a utilizar o tradicional TS, que foi construído em alvenaria, dentro das recomendações da NBR 7229/93 da ABNT. Este foi utilizado como elemento de comparação para com os UASB.

ETAPA 2: Implantação dos reatores e do TS. Foram efetivamente instalados os reatores UASB e o TS que ficaram enterrados no terreno de cada residência, de modo a não ocuparem espaço superficial e possibilitar que fossem alimentados por gravidade.

ETAPA 3: Operação, coleta e análise de amostras. Foi realizado o início, simultâneo, da operação dos reatores UASB e do TS com o controle diário realizado por um bolsista residente na comunidade, e semanalmente eram realizadas coletas de amostras nos UASB e no TS e realizadas as

análises físico-química das mesmas que logo após a coleta, eram encaminhadas até o Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Águas (LAMAG) da UFPA para realização das análises de interesse as quais foram determinadas de acordo com as técnicas do APHA (2005).

Os reatores UASB não receberam nenhum tipo de inóculo. Com isto foi feito o monitoramento do período de partida de cada um deles. Os UASB e o TS foram alimentados diretamente pelo esgoto oriundo do vaso sanitário (esgoto negro).

Por tratar-se de uma pesquisa que foi realizada em domicílios particulares, e também de uma tecnologia em fase experimental, existia a possibilidade da ocorrência de problemas. Assim, a Tabela 4.1 apresenta alguns problemas que poderiam ter ocorrido e as medidas que seriam tomadas para solucioná-los.

Tabela 4.1 - Soluções de eventuais problemas durante a pesquisa.

PROBLEMA	INDICATIVO DO PROBLEMA	MEDIDA A SER TOMADA PELO MORADOR	SE NÃO FOR POSSÍVEL SOLUCIONAR
Quebra do UASB	Formação de possas de esgoto ou esvaziamento do reator	Comunicar equipe de pesquisa para realização de reparo	Troca do reator ou aterramento da área ocupada pelo reator
Vazamentos Diversos	Formação de possas de esgoto	Comunicar equipe de pesquisa para realização de reparo	Troca da peça avariada
Entupimento do reator	Transbordamento do reator	Comunicar equipe de pesquisa para operação de desentupimento	Troca do reator ou aterramento da área ocupada pelo reator
Biogás chegando até as residências	Exalação de maus odores	Verificação das tampas e da tubulação de descarte de biogás	A equipe irá fazer as devidas verificações para acabar com o problema

Observando a Tabela 4.1, fica evidente a necessidade do apoio da comunidade beneficiada, principalmente daqueles que efetivamente receberam os reatores experimentais. Vale lembrar que outros problemas não listados na Tabela 4.1 poderiam vir a ocorrer, mas com a eficiente interação

comunidade/pesquisadores esperava-se resolver todos os eventuais problemas de modo a satisfazer os moradores e as instituições de pesquisa.

Ao todo foram construídos 10 reatores UASB para que com isto, dois ficassem de reserva para o caso de necessidade de troca. A Figura 4.1 apresenta o fluxograma geral da metodologia utilizada na pesquisa.

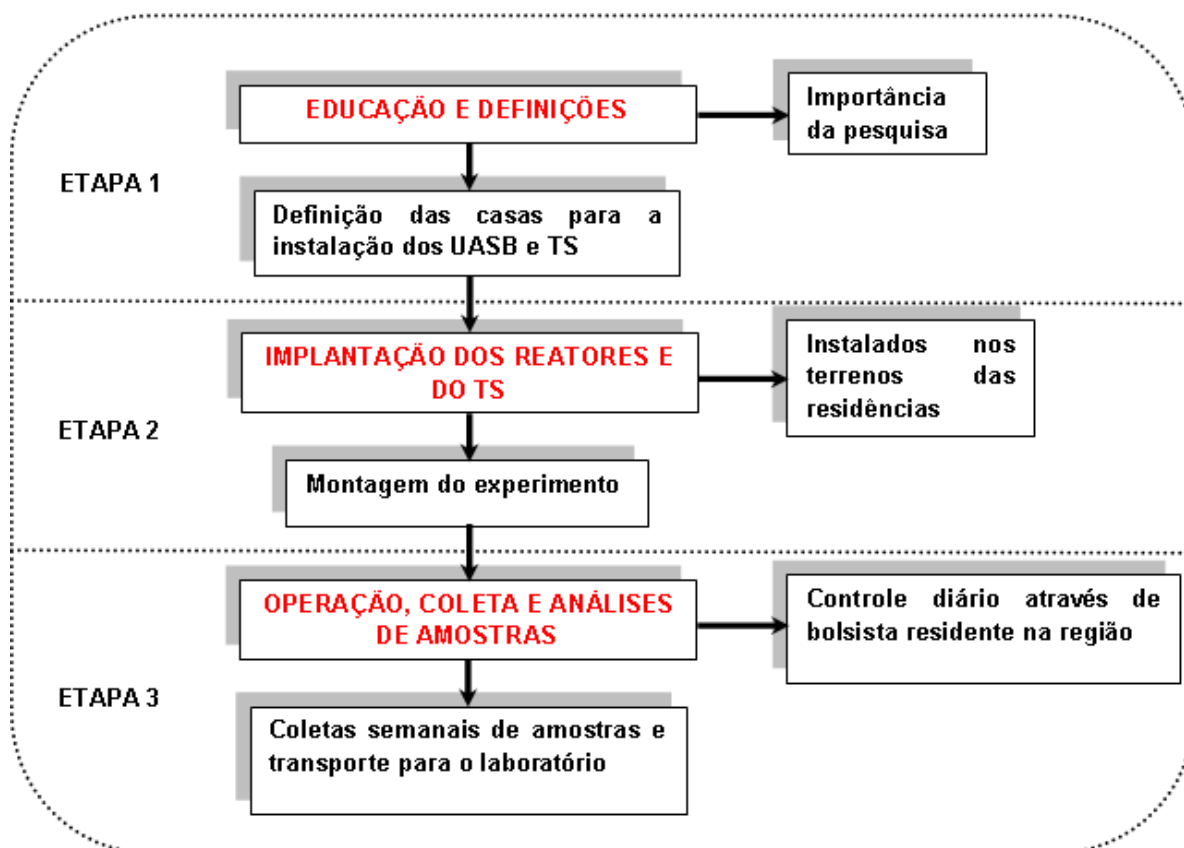


Figura 4.1- Fluxograma geral da metodologia.

4.2 ÁREA DE ESTUDO

Esta pesquisa foi realizada na comunidade quilombola de Itacoã, localizada no município do Acará – PA, distante cerca de 55 km da capital Belém (Figura 4.2). Itacoã foi escolhida por tratar-se de comunidade pequena, isolada e carente de serviços de saneamento básico. Esta comunidade fica localizada na sub-bacia hidrográfica do rio Guamá, onde também está localizada a cidade de Belém. Esta sub-bacia compõe a bacia hidrográfica do rio Tocantins, conforme pode ser observado na Figura 4.3.

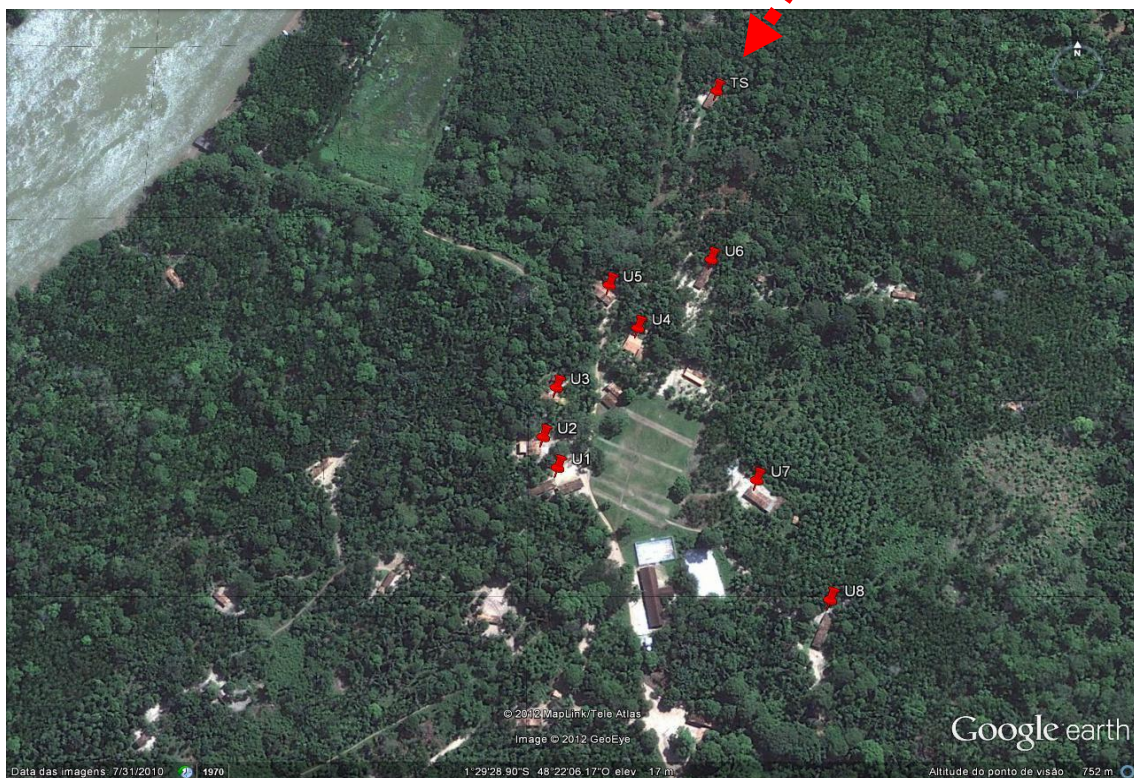


Figura 4.2 – Localização via satélite com ampliação da comunidade de Itacoã.
Fonte: Google earth (2012).

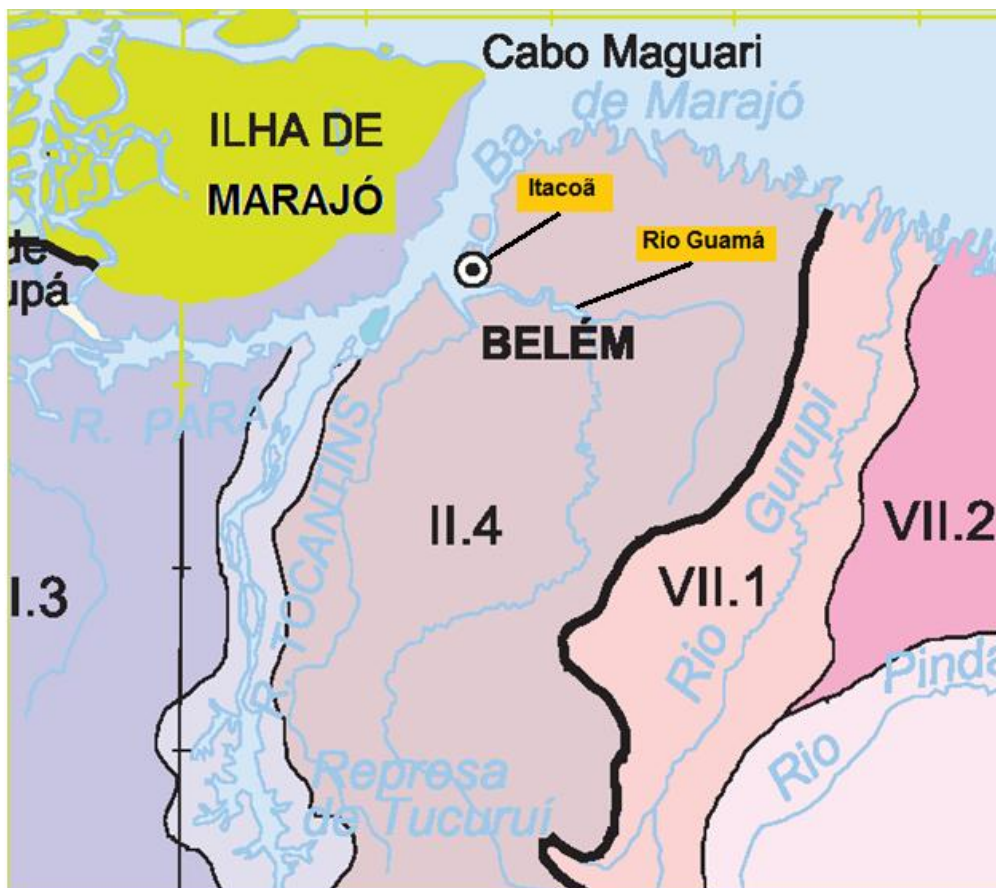


Figura 4.3 - Bacia hidrográfica do Rio Tocantins.

Foram selecionadas, com ajuda de mapa da comunidade (ver Figura 4.4) e o consentimento dos moradores, nove casas para serem instalados os sistemas de tratamento unifamiliar, sendo que em oito delas foram instalados reatores UASB, baseado em modelo utilizado por Coelho *et al.*(2002). E em uma casa foi construído e instalado um TS, construído em conformidade com a NBR 7229/93.

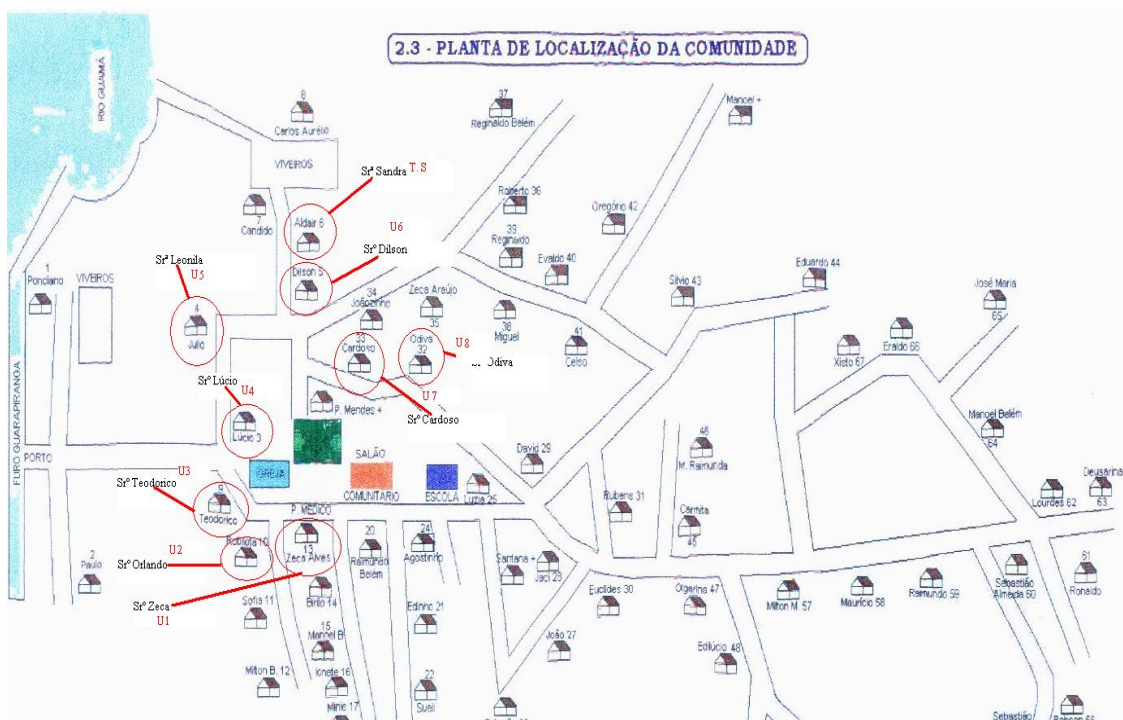


Figura 4.4 - Mapa da comunidade quilombola de Itacoã.
Fonte: POEMA.

4.3 DESCRIÇÃO DO APARATO EXPERIMENTAL

4.3.1 Sistema geral

O sistema geral foi constituído de oito reatores UASB enterrados, sendo diferenciados pela sigla U_n (onde “n” é o número de referência), construídos em fibra de vidro e com capacidade total de aproximadamente $4,2 \text{ m}^3$, em formato de “Y”, baseado em modelo utilizado por Coelho *et al.* (2002) e um tanque séptico (TS) construído em concreto armado e instalado de acordo com a NBR 7229/93. Todas as casas selecionadas deveriam possuir um banheiro com vaso sanitário e caixa de descarga, que foi uma exigência da pesquisa.

Tanto os UASB unifamiliares como o TS, ficaram enterrados no terreno de cada residência, de modo a não ocuparem espaço superficial e possibilitar que a alimentação fosse processada por gravidade, conforme se observa nas Figuras 4.5 e 4.6.



Figura 4.5 - Reactores UASB unifamiliar enterrados.



Figura 4.6 - TS unifamiliar enterrado.

4.3.2 Alimentação dos Reatores

Durante todo o experimento, os reatores e o TS foram alimentados de forma intermitente (somente quando se acionava a descarga d'água do vaso sanitário) e apenas seus efluentes foram analisados, deste modo não foi possível à realização da análise das eficiências de remoção do sistema.

Cada reator UASB foi interligado diretamente ao banheiro de residências independentes, como mostra as Figuras 4.7, que ilustra o esquema do sistema de tratamento experimental no UASB.



Figura 4.7 - Esquema da unidade de UASB.

Os UASB foram alimentados, por gravidade, diretamente pelo esgoto oriundo do vaso sanitário (esgoto negro), conforme mostra a Figura 4.8. O TS foi alimentado de maneira análoga ao UASB.

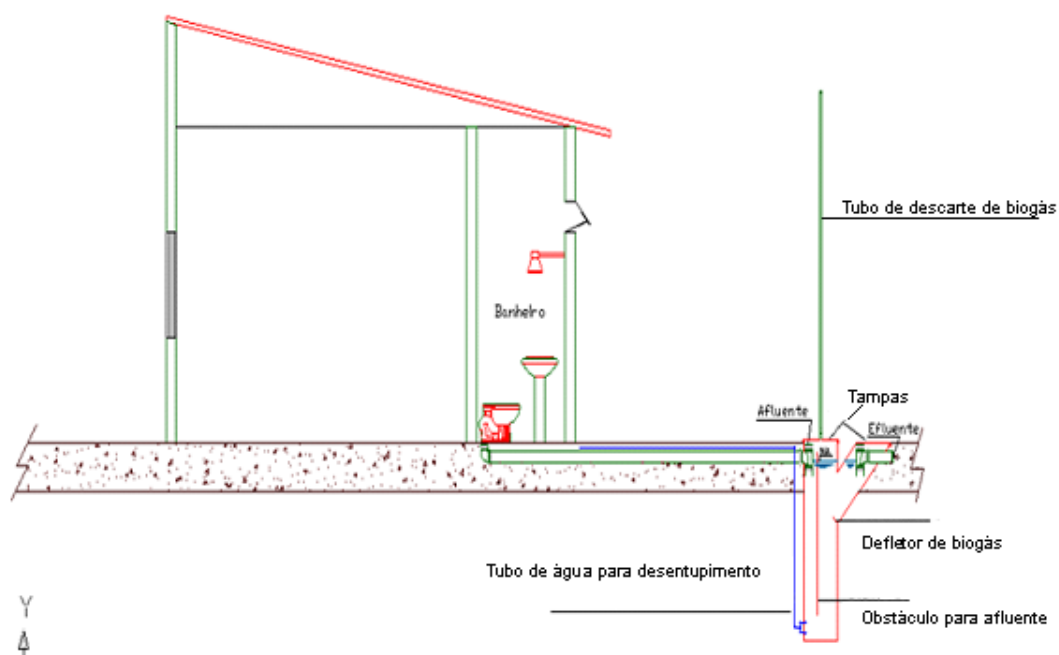


Figura 4.8 - Esquema de instalação da unidade experimental UASB.

O TS, utilizado nesta pesquisa, foi interligado diretamente ao banheiro de uma das residências, como mostra a Figura 4.9, que ilustra o esquema do sistema de tratamento experimental no TS. Para que sua alimentação fosse processada por gravidade.



Figura 4.9 - Esquema da unidade de TS.

Assim, tanto UASB como TS foram alimentados por esgoto negro, ou seja, oriundo dos vasos sanitários e composto exclusivamente por água, urina e fezes humana.

4.3.3 Reator UASB

Os UASB unifamiliares, desta pesquisa, possuíam forma cilíndrica e foram construído em fibra de vidro com diâmetro no tronco principal de 500 mm e volume total de aproximadamente $0,42 \text{ m}^3$, cada um, em formato de Y, conforme pode ser observado na Figura 4.10. Também possuíam tanto na entrada do afluente como na saída do efluente, uma peça em forma de tê em PVC de 100 mm, acoplada nessas entradas, que permitia a introdução de varas para eventuais procedimentos de limpeza. O esgoto entrava por uma câmara que o conduzia até o fundo do reator.

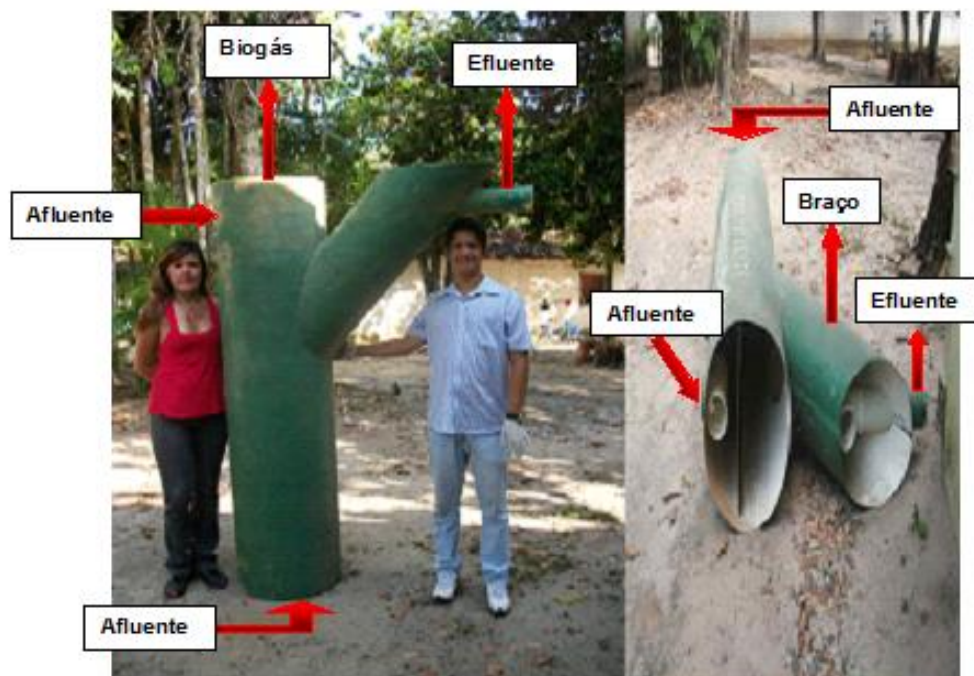


Figura 4.10 - Reator UASB unifamiliar pesquisado.

Nestes UASB o separador de fases era uma derivação (ou braço) com diâmetro de 350 mm e inclinação de 45° em relação ao eixo central do reator, que é diferente dos separadores de fases utilizados em UASB tradicionais. Esta inclinação apresentava a função de impedir a entrada de biogás junto com o efluente. Assim, o biogás era descartado em tubulações de ventilação instaladas na parte superior dos reatores.

Os UASB possuíam um pequeno defletor na base de seu braço a fim de garantir que o biogás gerado pela manta de lodo no fundo fosse coletado

somente na parte superior do tronco. As tampas no tronco e no braço eram móveis, para que possam ser facilmente retiradas para eventuais operações de manutenção e coleta de amostra.

Todos os UASB, desta pesquisa, possuíam um componente extra, que era uma tubulação de água fria para alimentação de dois “espigões” instalados na parte interna do fundo do reator (ver Figura 4.11). Este sistema poderia ser acionado por uma simples válvula, sua utilidade era de permitir que jatos de água pudessem ser lançados no fundo do reator em caso do mesmo estar apresentando problemas de entupimento ocasionados pelo lodo de fundo. Todos esses detalhes podem ser observados na Figura 4.12.



Figura 4.11 - Detalhes dos “espigões”.

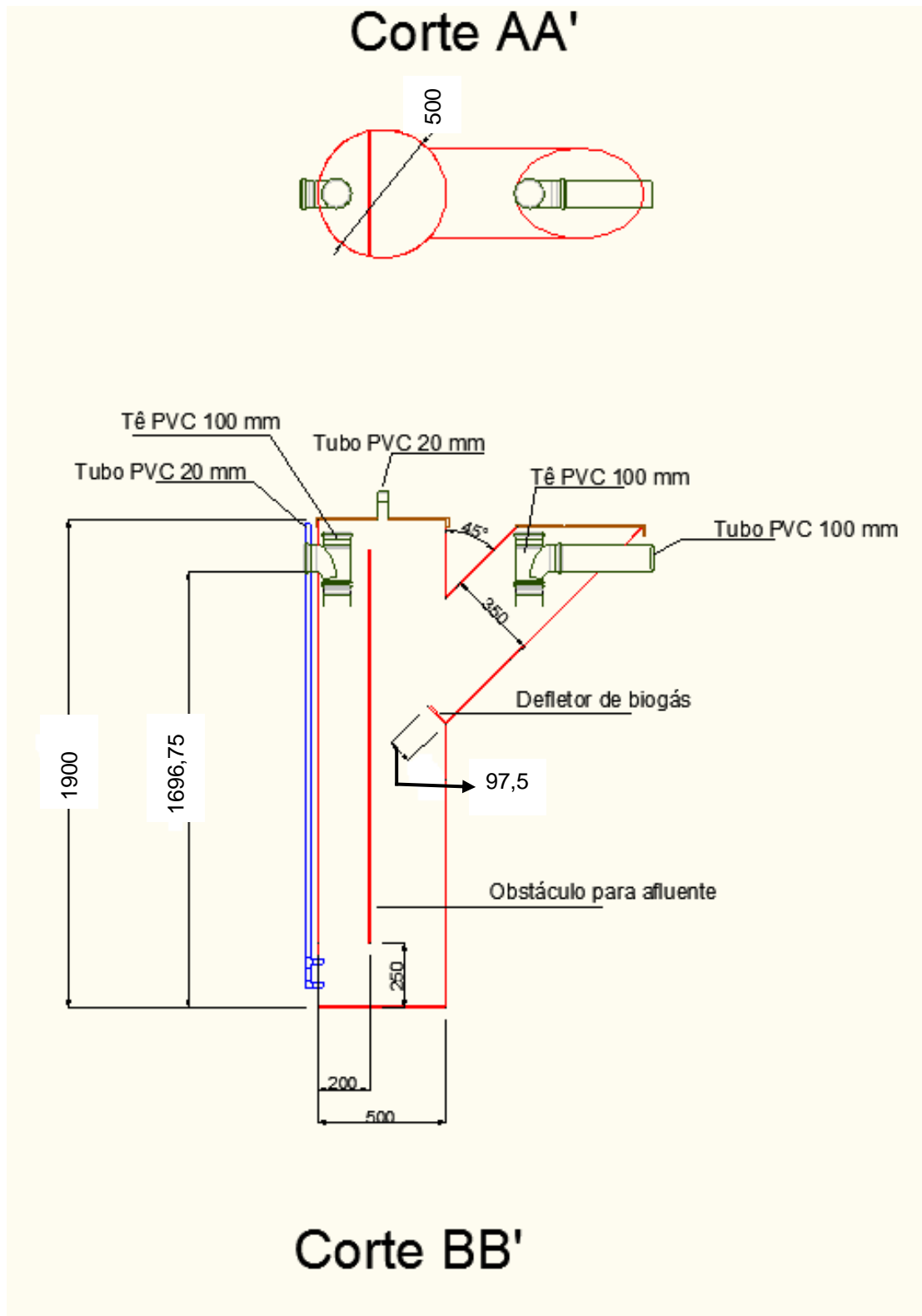


Figura 4.12 - Detalhes do Reator UASB unifamiliar.

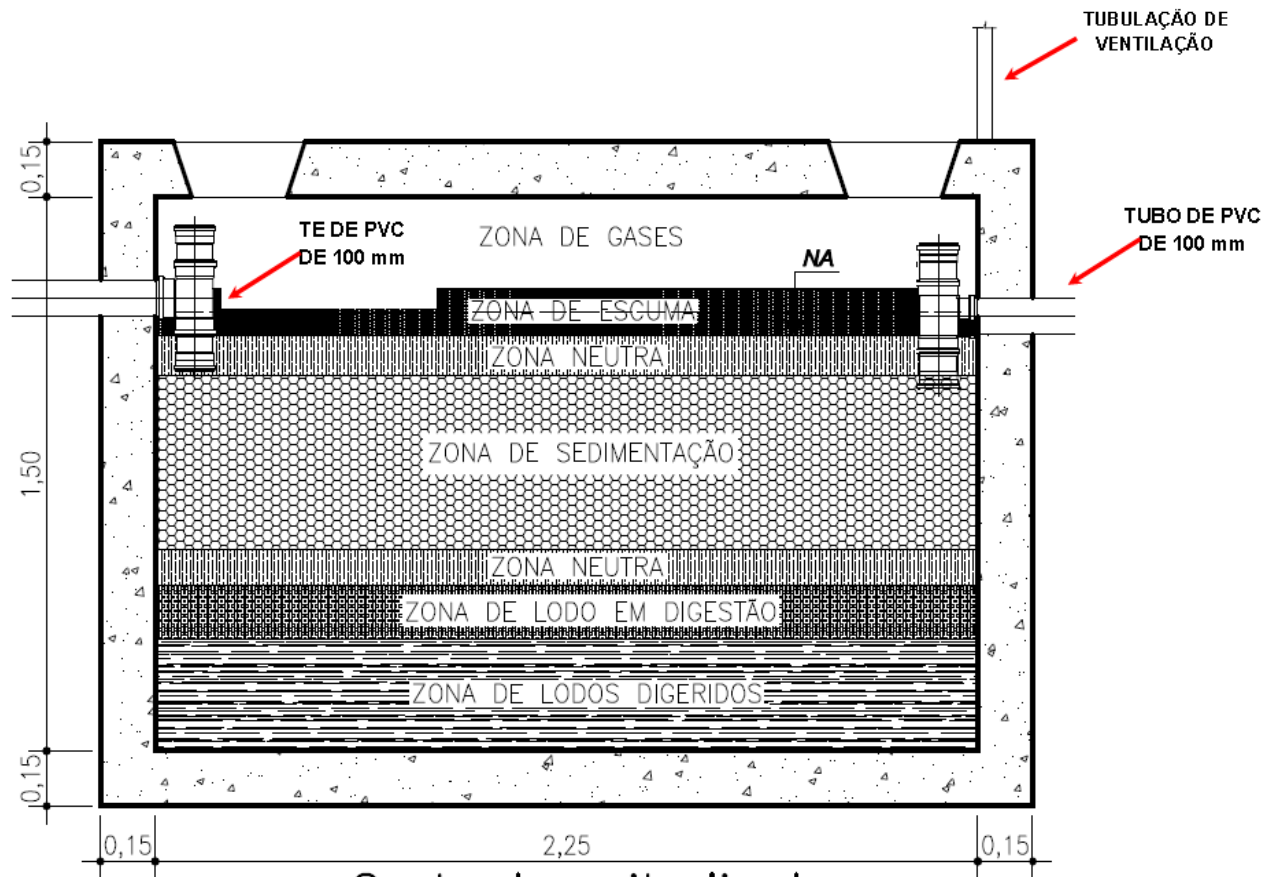
4.3.4 Tanque Séptico

O TS da pesquisa foi construído em concreto armado, de acordo com a NBR 7229/93, possuía câmara simples, seção prismática com as dimensões de 2,25 m de comprimento, 1,25 m de largura e profundidade de 1,50 m, possuía e volume total de aproximadamente 4,2 m³. O afluente era introduzido no TS por meio de um tubo de PVC, observado nas Figuras 4.13 e 5.14, que mostram a construção e o corte longitudinal do TS, respectivamente. Na parte superior existiam duas tampas móveis (ver Figura 5.15), em cada uma das extremidades, para realização de coleta de efluente e também para facilitação de manutenção da unidade.

Ao tubo de PVC de 100 mm, tanto na entrada do afluente quanto na saída de efluente, foi conectada uma peça do tipo tê, de PVC e 100 mm, que tinha a finalidade de reter a camada de espuma dentro desta unidade. Na parte superior do TS existia uma tubulação de 50 mm, para a saída de gases.



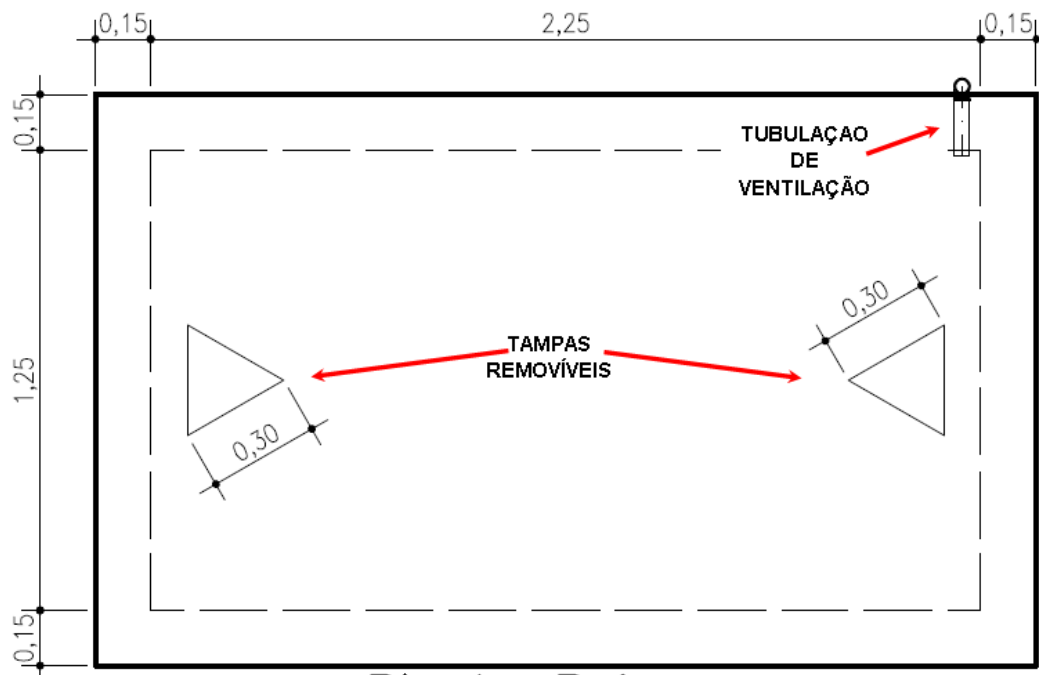
Figura 4.13 - Fotografia da construção do TS.



Corte Longitudinal

S/ ESC

Figura 4.14 - Corte longitudinal do TS.



Planta Baixa

S/ ESC

Figura 4.15 - Planta baixa do TS.

4.3.5 Ponto de coleta dos efluentes

No UASB, o efluente era coletado na sua parte superior na saída do efluente, como se pode observar na Figura 4.16, com auxílio de um coletor de amostra, submerso, de polipropileno de 1 L, usado somente para este fim.



Figura 4.16 - Ponto de coleta no Reator UASB unifamiliar.

A coleta do efluente no TS era realizada em uma de suas extremidades, que era da saída de efluente, como se pode observar na Figura 4.17, com auxílio de um coletor de amostra, submerso, de polipropileno de 1 L, usado somente para este fim.



Figura 5.17 - Ponto de coleta no TS.

4.4 OPERAÇÃO

Os UASB e TS iniciaram simultaneamente suas operações, no período de janeiro de 2010 a agosto de 2011, e não foi realizado qualquer tipo de inóculo para partida dos reatores UASB e nem do TS. Com isso, foi verificado o tempo de partida de cada reator e foram analisadas as variáveis como: temperatura, pH, alcalinidade total e DQO (total e filtrada), sólidos suspensos fixos e voláteis, nitrogênio amoniacal, fósforo total e sulfeto, para verificação da estabilidade operacional e desempenho das unidades de tratamento.

4.5 MONITORAMENTO

As amostras de efluentes dos UASB e TS eram coletas semanalmente. Por meio de viagens que realizadas em barcos, tipo voadeira (ver Figura 4.18), com destino a comunidade de Itacoã e que saiam do trapiche prédio sede do POEMA (Programa Pobreza e Meio Ambiente da UFPA), localizado na Universidade Federal do Pará (UFPA), conforme mostra a Figura 4.19.

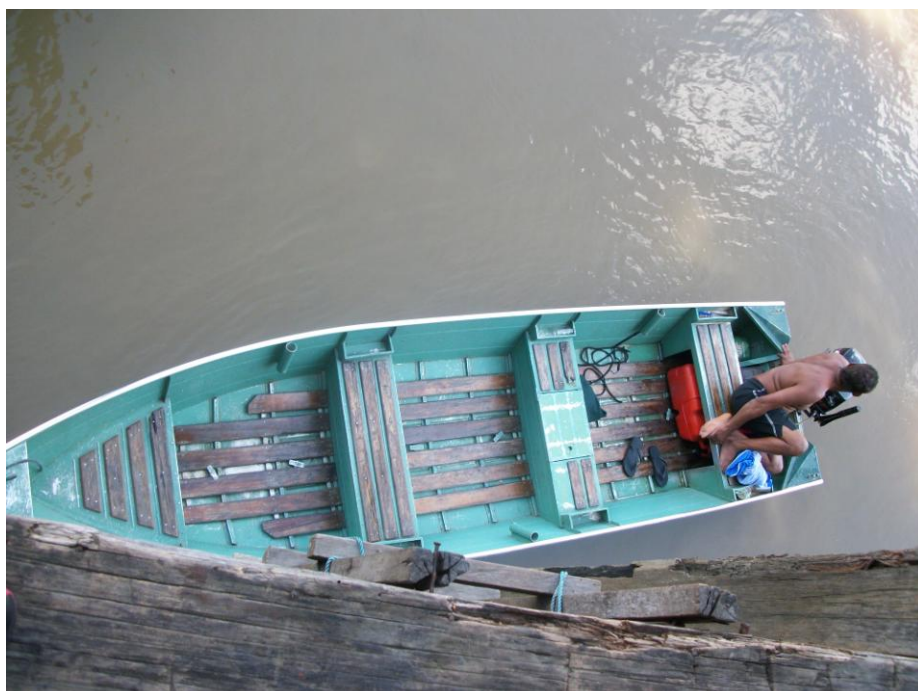


Figura 4.18 - Voadeira usada na etapa de coleta.



Figura 4.19 - Trapiche do POEMA.

Após a coleta, as amostras eram armazenadas em frasco de 1L e preservadas em caixa isotérmica, conforme mostra a Figura 4.20, e levadas imediatamente até o Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Águas (LAMAG) da Universidade Federal do Pará para serem realizadas as análises laboratoriais descritas na Tabela 4.2.

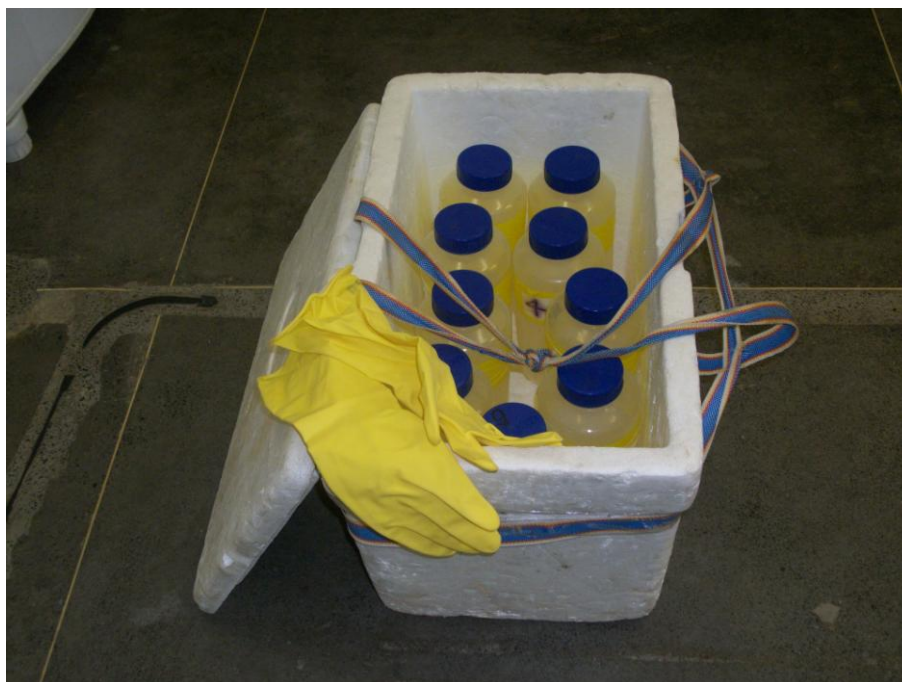


Figura 4.20 - Caixa isotérmica com frascos de coleta.

Foram realizadas análises referentes ao desempenho dos reatores: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV). E quanto à estabilidade operacional: pH, Alcalinidade Total (AT), Sulfeto (H_2S) e nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) e também se realizou a análise de Fósforo Total (P – total). Todas essas variáveis foram determinadas de acordo com os procedimentos do Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF, 2005).

Tabela 4.2 - Variáveis utilizadas e frequência de análises.

VARIÁVEL	MÉTODOLOGIA	FREQUÊNCIA
DQO _t (mg/L)	Espectrofotométrico	1/semana
DQO _f (mg/L)	Espectrofotométrico	1/semana
SST (mg/L)	Gravimétrico	1/semana
SSV (mg/L)	Gravimétrico	1/semana
pH	Potenciométrico	1/semana
AT (mgCaCO ₃ /L)	Titulométrico	1/semana
H ₂ S (mg/L S)	Espectrofotométrico	1/semana
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Titulométrico	1/semana
P - total (mg/L P)	Espectrofotométrico	1/semana

CAPÍTULO 5

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 ESTABILIDADE OPERACIONAL

5.1.1 Estabilidade do U₁

Na Tabela 5.1 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações e valores obtidos na caracterização do efluente do U₁.

Tabelas 5.1 - Estatísticas do efluente do U₁ na estabilidade.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES			
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS		
	pH	AT (mgCaCO₃/L)	H₂S (mg/L)
N	46	46	21
Média	-	1.066	0,22
Mínimo	7,1	220	0,05
Máximo	8,6	1.800	0,6
Coef. Var	0,03	0,32	0,67
Mediana	-	1.103	0,2
Média geométrica	-	1.002	0,18
VARIAÇÃO			
Desvio padrão	0,2	337	0,15
Méd - 1 desvpad	-	729	0,07
Méd + 1 desvpad	-	1.404	0,36
PERCENTIS			
10%	8,1	640	0,1
25%	8,2	850	0,12
50%	8,3	1.103	0,2
75%	8,4	1.285	0,24
90%	8,6	1.474	0,4

Em relação ao pH, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 7,1 e 8,6 respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.1 que mostra a série temporal com média móvel do pH no efluente do U₁. Tais valores estão em concordância com os de Metcalf & Eddy (2003) para efluentes anaeróbios que é de 6,5 a 8,5.

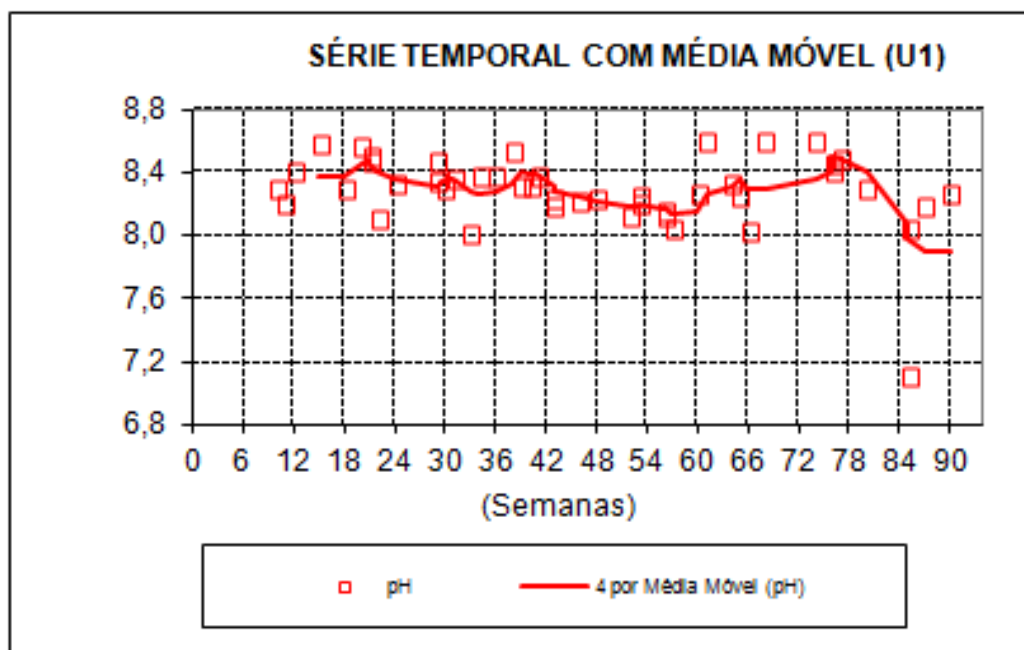


Figura 5.1 - Série temporal do pH no U₁.

O valor de concentração médio da AT foi de 1.066 mgCaCO₃/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 220 e 1.800 mgCaCO₃/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.2 que apresenta a série temporal com média móvel da AT no efluente do U₁. Praticamente em todas as semanas o reator apresentou concentrações elevadas, que foram fundamentais para o equilíbrio do pH no mesmo, uma vez que a alcalinidade é um parâmetro que indica a capacidade de tamponamento do sistema e é responsável por boa parte do equilíbrio do pH. Com isso ficou evidenciado que o U₁ apresentou estabilidade operacional em todas as semanas.

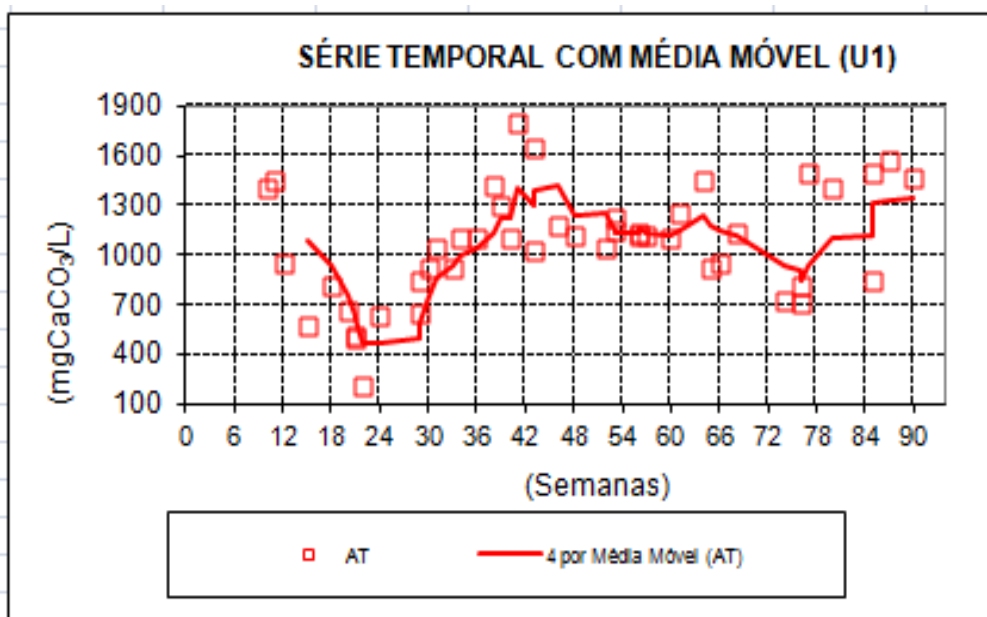


Figura 5.2 - Série temporal da AT no U₁.

Quanto à concentração do H₂S, o valor médio foi de 0,22 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 0,05 e 0,6 mg/L respectivamente, como se pode observar na Figura 5.3 que apresenta a série temporal com média móvel do H₂S no efluente do U₁. Os valores baixo (<1 mg/L), da concentração de sulfeto, indicaram que a concorrência do substrato pelas BRS e as metanogênicas não foi relevante para prejudicar o processo metanogênico. Tendo em vista que se a concentração de sulfeto exceder a 200 mg/L pode ocasionar desestabilidade no processo biológico.

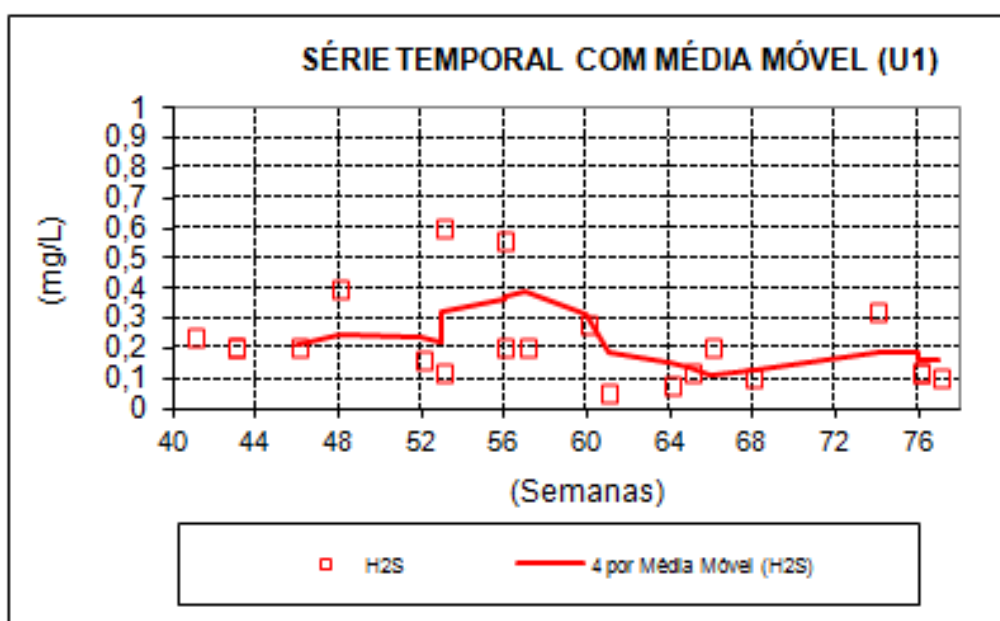


Figura 5.3 - Série temporal do H₂S no U₁.

5.1.2 Estabilidade do U₂

A Tabela 5.2 apresenta os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₂.

Tabelas 5.2 - Estatísticas do efluente do U₂ na estabilidade.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES			
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS		
	pH	AT (mgCaCO₃/L)	H₂S (mg/L)
N	46	46	20
Média	-	636	0,24
Mínimo	6,8	100	0,08
Máximo	8,2	1.200	0,6
Coef. Var	0,04	0,38	0,6
Mediana	-	710	0,18
Média geométrica	-	583	0,21
VARIAÇÃO			
Desvio padrão	0,3	240	0,14
Méd - 1 desvpad	-	396	0,1
Méd + 1 desvpad	-	876	0,38
PERCENTIS			
10%	7,1	343	0,12
25%	7,3	405	0,16
50%	7,5	710	0,18
75%	7,7	795	0,26
90%	8,0	890	0,5

Em relação ao pH, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 6,8 e 8,2 respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.4 que apresenta a série temporal com média móvel do pH no efluente do U₂. Tais valores se apresentam dentro da faixa considerada ótima para o metabolismo anaeróbio.

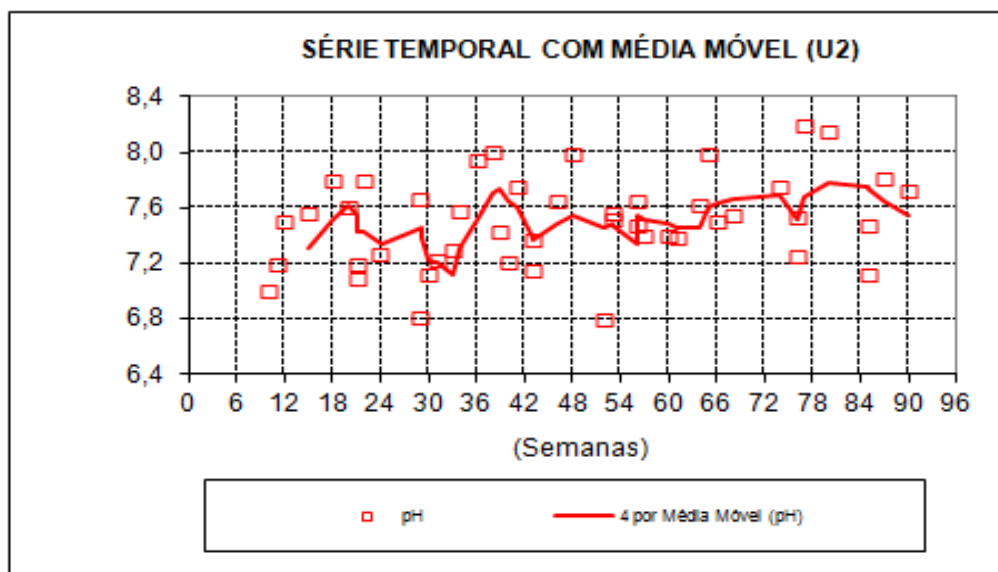


Figura 5.4 - Série temporal do pH no U₂.

Com relação à AT, o valor médio foi de 636 mgCaCO₃/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 100 e 1.200 mgCaCO₃/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.5 que apresenta a série temporal com média móvel da AT no efluente do U₂. As altas concentrações apresentadas foram essenciais para o equilíbrio do pH no reator e também comprovou a boa capacidade de tamponamento do mesmo. Desta forma ficou comprovado que o U₂ apresentou estabilidade operacional em todas as semanas.

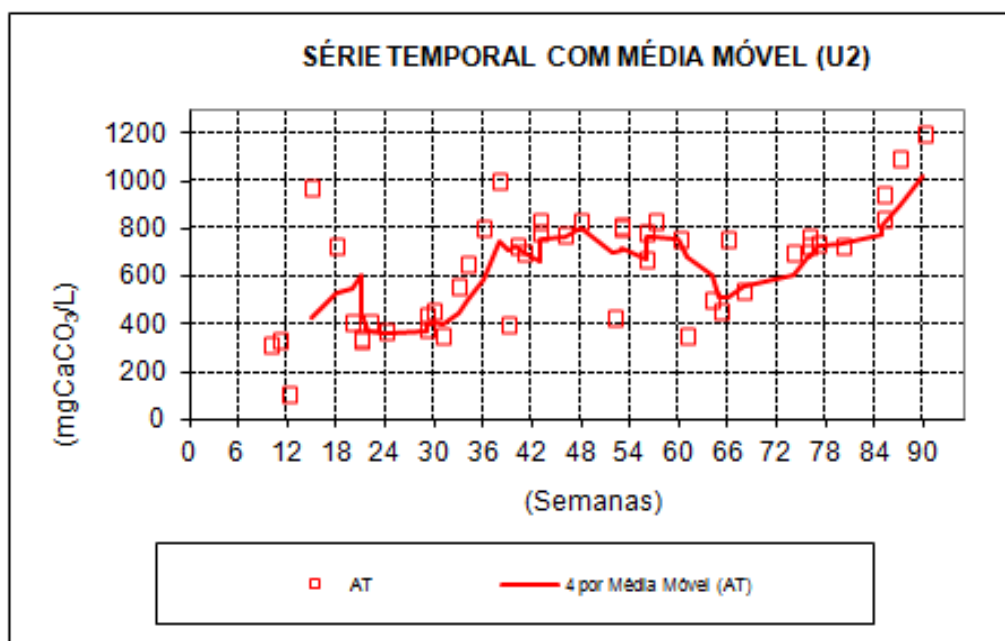


Figura 5.5 - Série temporal da AT no U₂.

Com relação ao H_2S , o valor médio foi de 0,24 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 0,08 e 0,6 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.6 que apresenta a série temporal com média móvel do H_2S no efluente do U2. Os valores baixos, apresentados, não acarretam problemas para a biodegradabilidade anaeróbia do efluente, por serem inferiores a 1 mg/L. Uma vez que não houve competição acirrada entre as bactérias metanogênicas e as BRS pelo substrato.

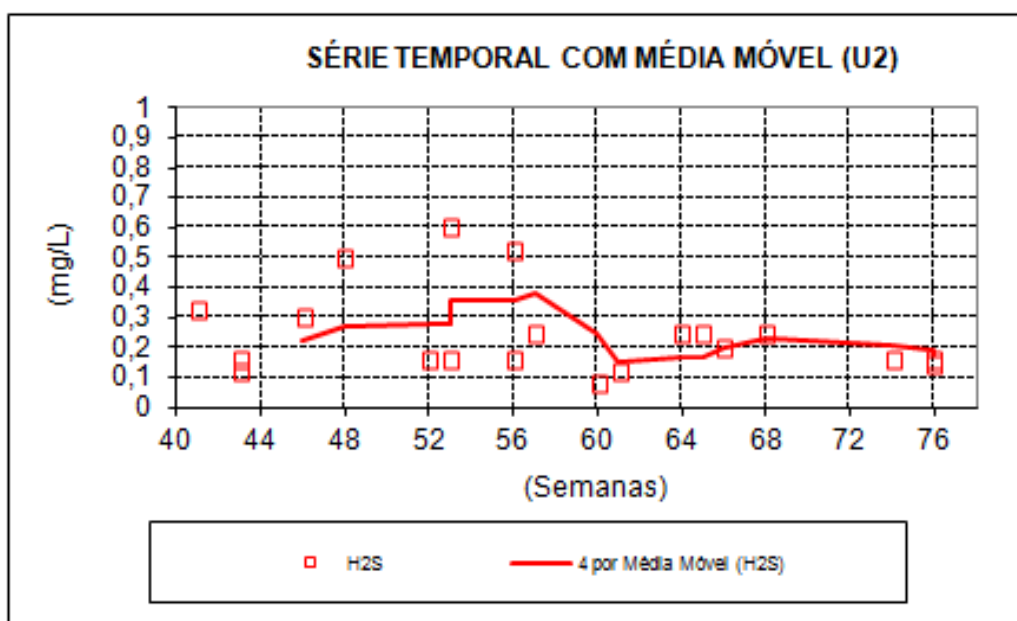


Figura 5.6 - Série temporal do H_2S no U_2 .

5.1.3 Estabilidade do U_3

Na Tabela 5.3 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U_3 .

Tabela 5.3 - Estatísticas do efluente do U₃ na estabilidade.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES			
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS		
	pH	AT (mgCaCO₃/L)	H₂S (mg/L)
N	46	46	20
Média	-	710	0,22
Mínimo	6,8	200	0,05
Máximo	7,8	1.200	0,5
Coef. Var	0,03	0,34	0,52
Mediana	-	796	0,2
Média geométrica	-	660	0,19
VARIAÇÃO			
Desvio padrão	0,2	242	0,11
Méd - 1 desvpad	7,0	468	0,11
Méd + 1 desvpad	7,5	951	0,33
PERCENTIS			
10%	7,0	348	0,12
25%	7,2	470	0,16
50%	7,2	796	0,2
75%	7,4	852	0,25
90%	7,7	970	0,4

Com relação ao pH, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 6,8 e 7,8 respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.7 que apresenta a série temporal com média móvel do pH no efluente do U₃. Portanto, pode-se entender que o reator não foi submetido a variações de pH, a ponto de comprometer seu desempenho, favorecendo desta maneira, o desenvolvimento das bactérias metanogênicas.

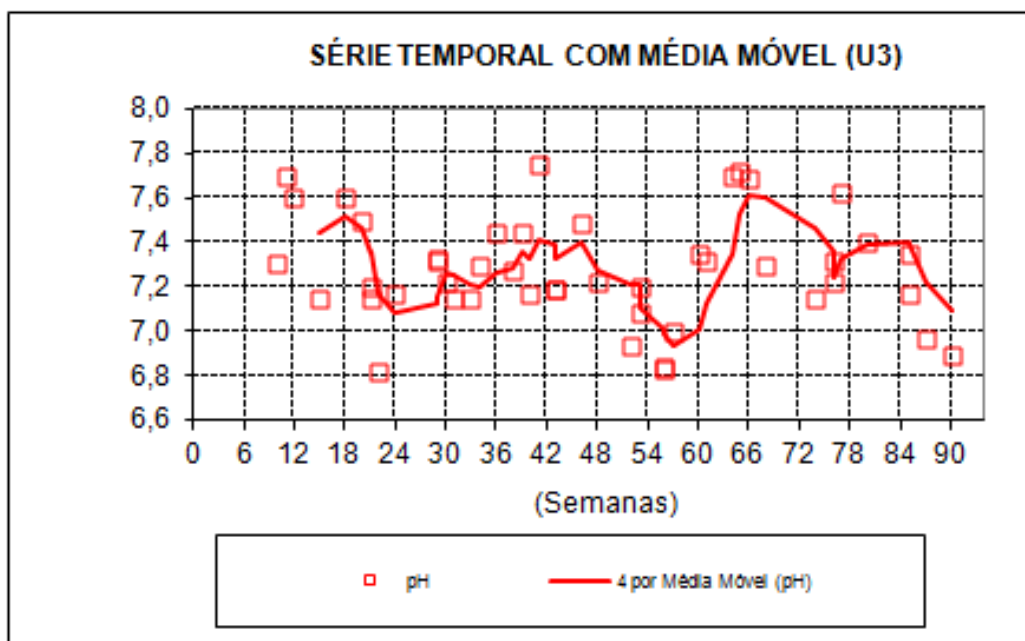


Figura 5.7 - Série temporal do pH no U₃.

Com relação à AT, o valor médio foi de 710 mgCaCO₃/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 200 e 1.200 mgCaCO₃/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.8 que apresenta a série temporal com média móvel da AT no efluente do U₃. As concentrações elevadas de AT foram fundamentais para manter o pH próximo da neutralidade, promovendo assim o tamponamento do sistema. Com isso ficou confirmado que o U₃ apresentou estabilidade operacional em todas as semanas.

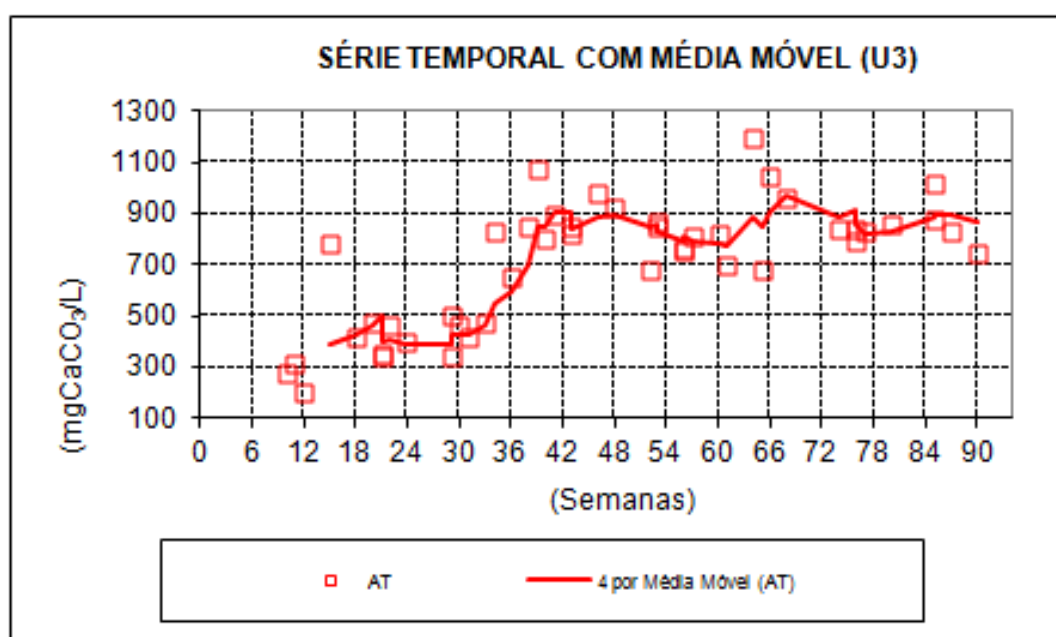


Figura 5.8 - Série temporal da AT no U₃.

Com relação ao H_2S , o valor médio foi de 0,22 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 0,05 e 0,5 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.9 que apresenta a série temporal com média móvel do H_2S no efluente do U_3 . Apesar da presença de sulfeto, a atividade das bactérias metanogênicas não foi afetada, tendo em vista as baixas concentrações de H_2S apresentadas (abaixo de 1 mg/L).

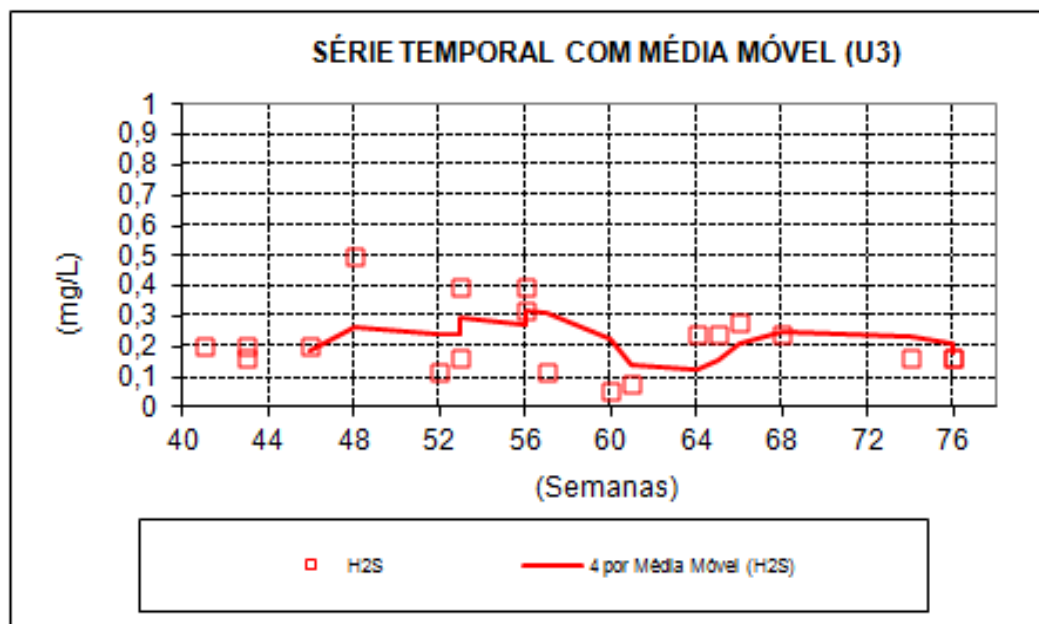


Figura 5.9 - Série temporal do H_2S no U_3 .

5.1.4 Estabilidade do U_4

A Tabela 5.4 apresenta os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U_4 .

Tabela 5.4 - Estatísticas do efluente do U₄ na estabilidade.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES			
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS		
	pH	AT (mgCaCO₃/L)	H₂S (mg/L)
N	46	46	20
Média	-	1.141	0,25
Mínimo	6,0	460	0,08
Máximo	7,9	2.200	0,52
Coef. Var	0,05	0,39	0,43
Mediana	-	1.024	0,24
Média geométrica	-	1.056	0,23
VARIAÇÃO			
Desvio padrão	0,4	450	0,11
Méd - 1 desvpad	-	691	0,14
Méd + 1 desvpad	-	1.591	0,36
PERCENTIS			
10%	6,8	676	0,12
25%	7,1	813	0,2
50%	7,2	1.024	0,24
75%	7,4	1.485	0,29
90%	7,7	1.778	0,34

Em relação ao pH, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 6,0 e 7,9 respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.10 que apresenta a série temporal com média móvel do pH no efluente do U₄. Esses resultados se revelaram satisfatórios para realização dos processos anaeróbios.

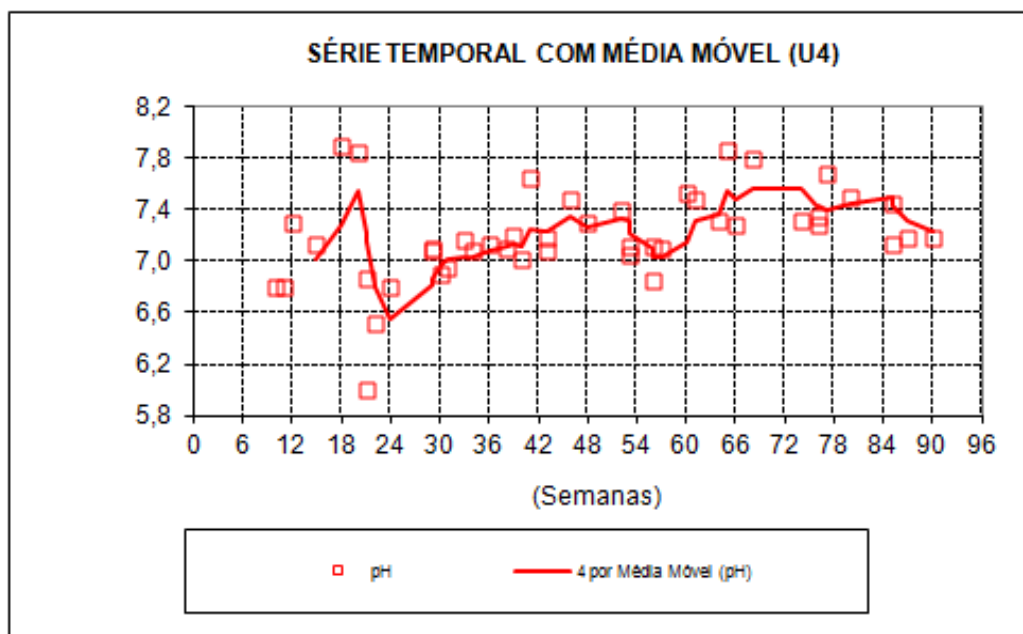


Figura 5.10 - Série temporal do pH no U₄.

Com relação à AT, o valor médio foi de 1.141 mgCaCO₃/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 460 e 2.200 mgCaCO₃/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.11 que apresenta a série temporal com média móvel da AT no efluente do U₄. Praticamente em todas as semanas o reator apresentou concentrações elevadas, que foram fundamentais para o equilíbrio do pH no mesmo, o que representa boa estabilidade, devido ao consumo dos íons H⁺ e a atuação do sistema tampão na degradação anaeróbia. Com isso se comprovou que o U₄ apresentou estabilidade operacional em todas as semanas.

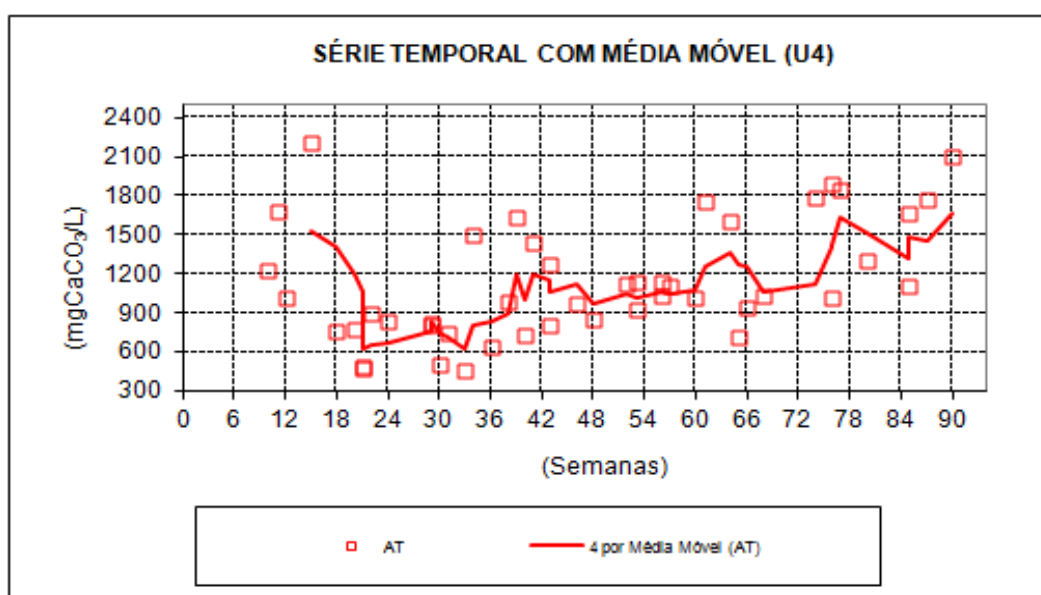


Figura 5.11 - Série temporal da AT no U₄.

Com relação ao H_2S , o valor médio foi de 0,25 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 0,08 e 0,52 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.12 que apresenta a série temporal com média móvel do H_2S no efluente do U_4 . A concentração de sulfeto, que foi inferior a 1 mg/L, não causou desequilíbrio no processo biológico, uma vez que para ocasionar toxicidade significativa, para o desequilíbrio, a concentração deve ser superior a 200 mg/L.

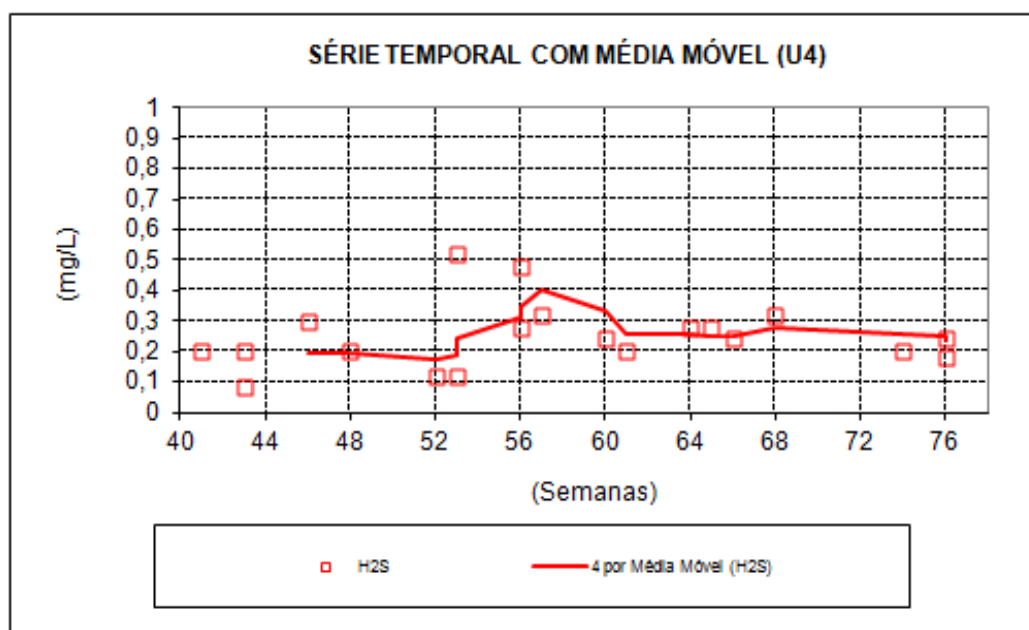


Figura 5.12 - Série temporal do H_2S no U_4 .

5.1.5 Estabilidade do U_5

Na Tabela 5.5 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U_5 .

Tabela 5.5 - Estatísticas do efluente do U₅ na estabilidade.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES			
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS		
	pH	AT (mgCaCO₃/L)	H₂S (mg/L)
N	46	46	20
Média	-	942	0,26
Mínimo	6,4	360	0,04
Máximo	8,4	1.580	0,6
Coef. Var	0,05	0,32	0,56
Mediana	-	980	0,22
Média geométrica	-	886	0,23
VARIAÇÃO			
Desvio padrão	0,4	302	0,15
Méd - 1 desvpad	-	640	0,12
Méd + 1 desvpad	-	1.244	0,41
PERCENTIS			
10%	6,9	469	0,16
25%	7,1	793	0,16
50%	7,2	980	0,22
75%	7,4	1.150	0,31
90%	7,8	1.270	0,42

Em relação ao pH, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 6,4 e 8,4 respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.13 que apresenta a série temporal com média móvel do pH no efluente do U₅. Esses valores se apresentam dentro da faixa ótima, na qual se consegue estabilidade na formação de metano, entre 6,0 e 8,0 (CHERNICHARO, 2007).

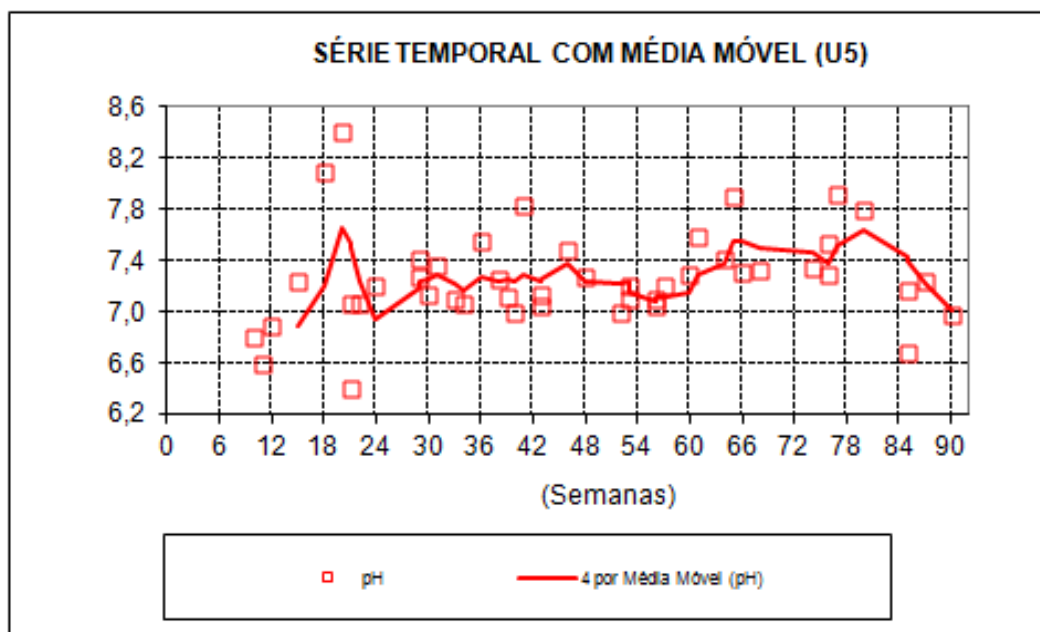


Figura 5.13 - Série temporal do pH no U₅.

Com relação à AT, o valor médio foi de 942 mgCaCO₃/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 360 e 1.580 mgCaCO₃/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.14 que apresenta a série temporal com média móvel da AT no efluente do U₅. As concentrações elevadas, são justificadas pelos ótimos resultados de pH, tendo em vista que a alcalinidade é um parâmetro que indica a capacidade de tamponamento do sistema e é responsável por uma grande parcela do equilíbrio do pH. Diante disso ficou demonstrado a estabilidade operacional em todas as semanas no U₅.

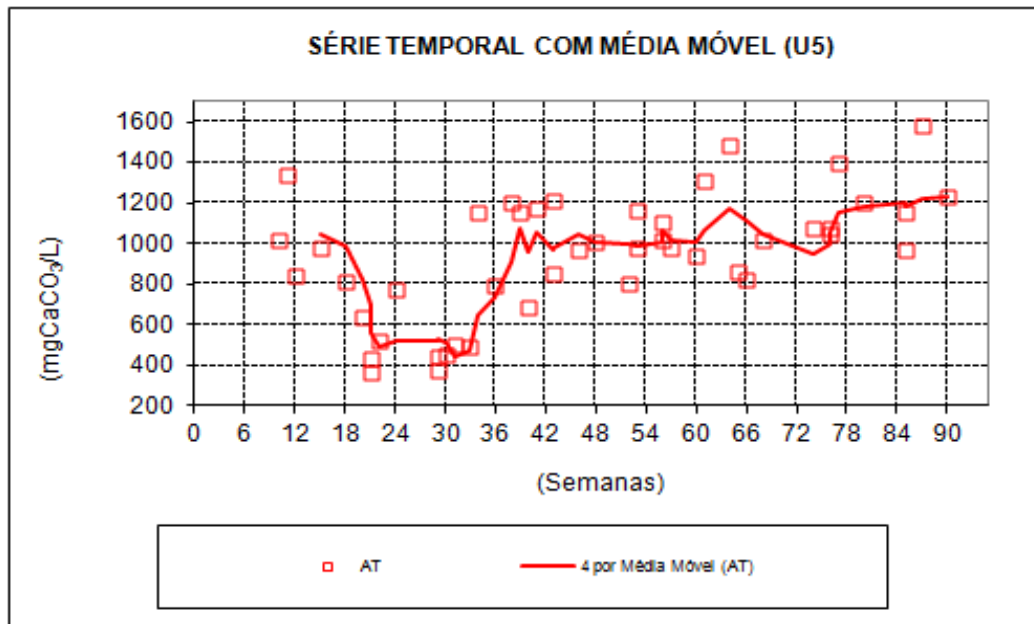


Figura 5.14 - Série temporal da AT no U₅.

Com relação ao H₂S, o valor médio foi de 0,26 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 0,04 e 0,6 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.15 que apresenta a série temporal com média móvel do H₂S no efluente do U₅. Os valores de concentração de H₂S não apresentam risco à estabilidade do processo biológico, uma vez que foram inferiores a 1 mg/L.

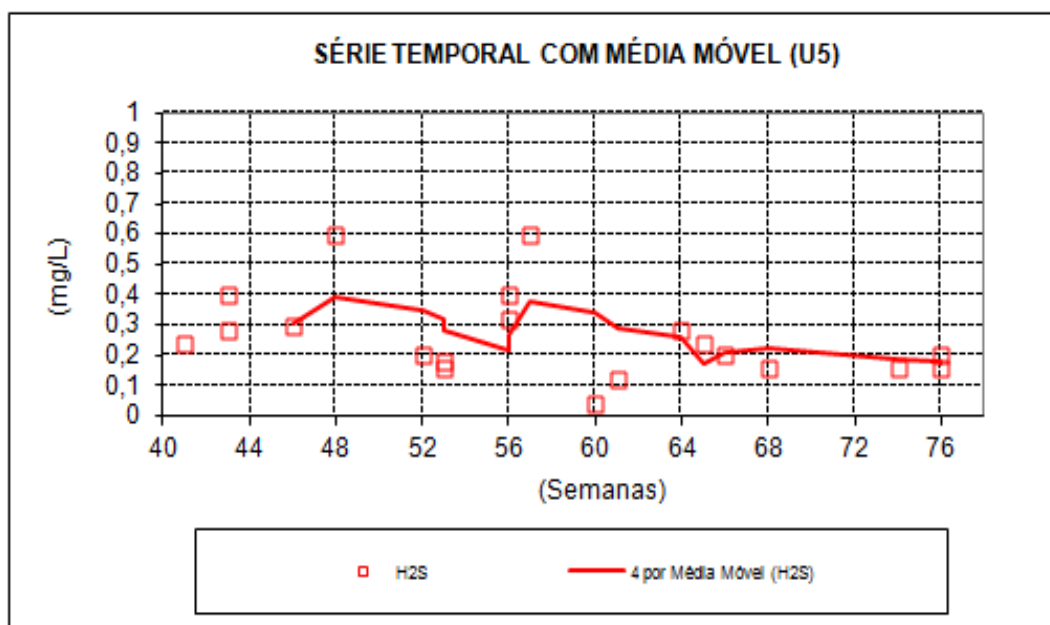


Figura 5.15 - Série temporal do H₂S no U₅.

5.1.6 Estabilidade do U₆

Na Tabela 5.6 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₆.

Tabela 5.6 - Estatísticas do efluente do U₆ na estabilidade.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES			
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS		
	pH	AT (mgCaCO₃/L)	H₂S (mg/L)
N	46	46	20
Média	-	835	0,24
Mínimo	6,8	200	0,08
Máximo	8,5	1.850	0,44
Coef. Var	0,04	0,43	0,38
Mediana	-	880	0,22
Média geométrica	-	743	0,22
VARIAÇÃO			
Desvio padrão	0,3	360	0,09
Méd - 1 desvpad	-	475	0,15
Méd + 1 desvpad	-	1.195	0,33
PERCENTIS			
10%	7,1	375	0,12
25%	7,3	531	0,2
50%	7,3	880	0,22
75%	7,5	1.070	0,29
90%	7,7	1.150	0,36

Em relação ao pH, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 6,8 e 8,5 respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.16 que apresenta a série temporal com média móvel do pH no efluente do U₆. Tais valores estão de acordo com o intervalo do pH de atuação dos micro-organismos produtores de metano.

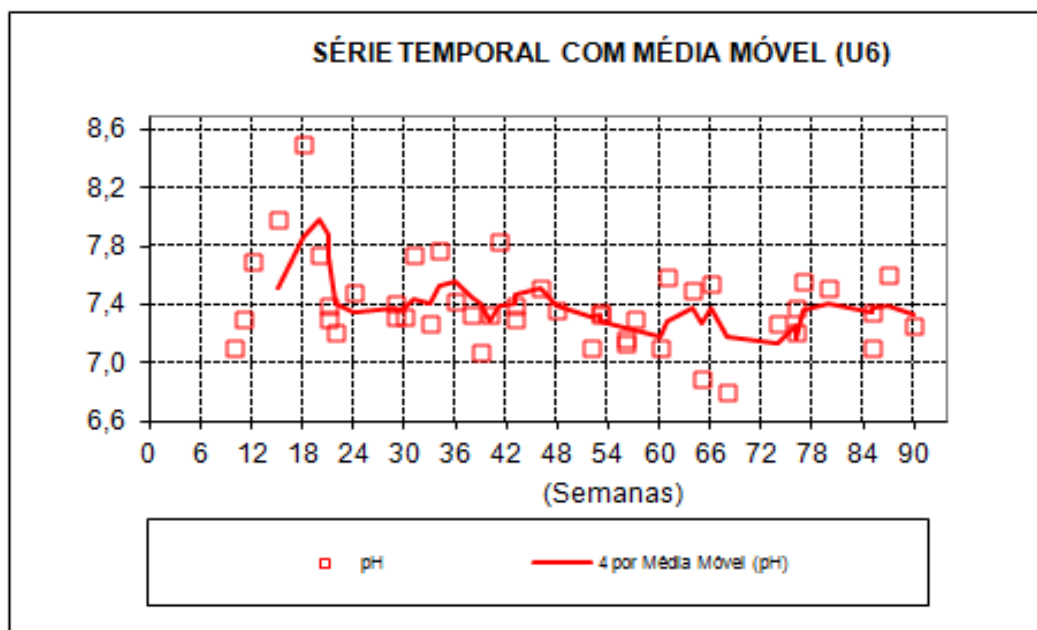


Figura 5.16 - Série temporal do pH no U₆.

Com relação à AT, o valor médio foi de 835 mgCaCO₃/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 200 e 1.850 mgCaCO₃/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.17 que apresenta a série temporal com média móvel da AT no efluente do U₆. As altas concentrações de AT comprovou a boa capacidade de tamponamento do reator, uma vez que o pH não sofreu variação significativa. Sendo assim ficou confirmado a estabilidade operacional do U₆ em todas as semanas.

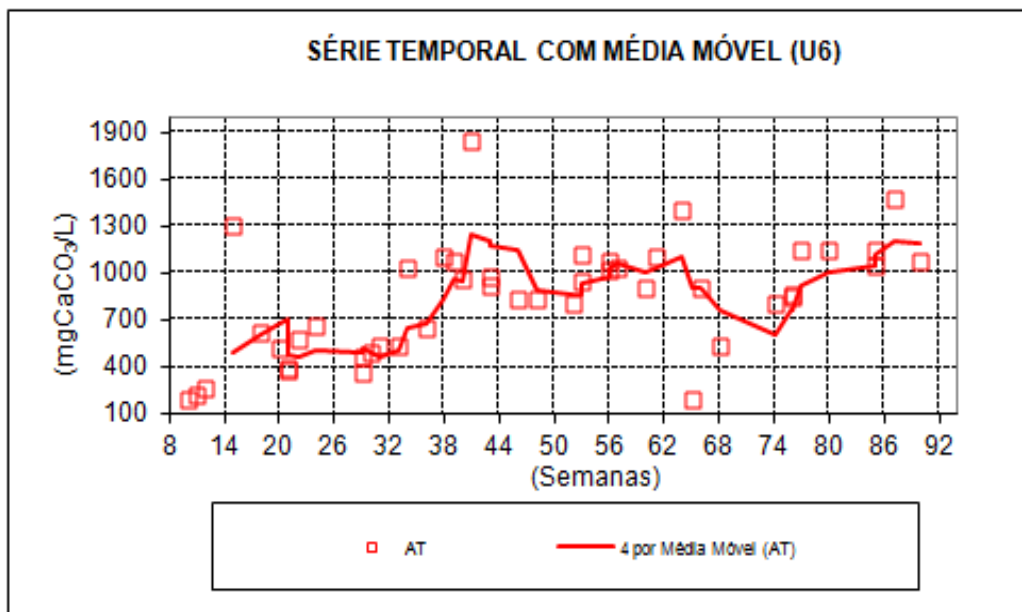


Figura 5.17 - Série temporal da AT no U₆.

Com relação ao H₂S, o valor médio foi de 0,24 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 0,08 e 0,44 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.18 que apresenta a série temporal com média móvel do H₂S no efluente do U₆. Esses valores, por serem inferiores a 1 mg/L, não ofereceram riscos de toxicidade à biomassa anaeróbia. Uma vez que a ocorrência de desequilíbrios ocorre para concentrações superiores a 200 mg/L.

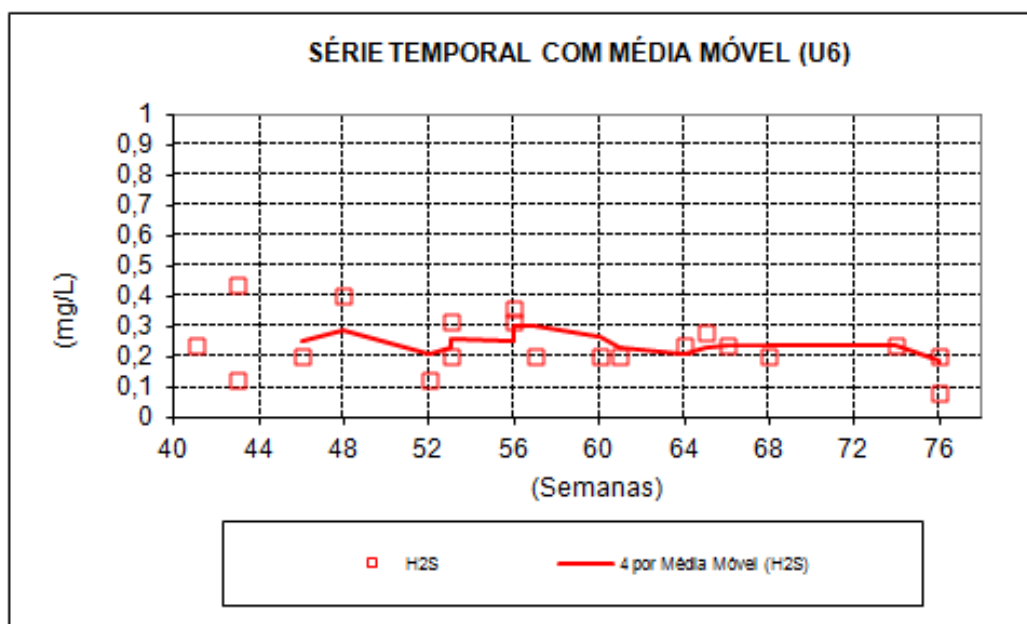


Figura 5.18 - Série temporal do H₂S no U₆.

5.1.7 Estabilidade do U₇

Na Tabela 5.7 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₇.

Tabela 5.7 - Estatísticas do efluente do U₇ na estabilidade.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES			
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS		
	pH	AT (mgCaCO₃/L)	H₂S (mg/L)
N	46	46	20
Média	-	1.207	0,32
Mínimo	7,0	320	0,12
Máximo	8,5	3.060	0,8
Coef. Var	0,04	0,52	0,6
Mediana	-	1.110	0,28
Média geométrica	-	1.066	0,27
VARIAÇÃO			
Desvio padrão	0,3	628	0,19
Méd - 1 desvpad	-	579	0,13
Méd + 1 desvpad	-	1.836	0,5
PERCENTIS			
10%	7,2	560	0,16
25%	7,3	831	0,16
50%	7,5	1.110	0,28
75%	7,7	1.300	0,37
90%	7,8	2.150	0,52

Em relação ao pH, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 7,0 e 8,5 respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.19 que apresenta a série temporal com média móvel do pH no efluente do U₇. As médias de pH apresentadas encontram-se dentro do intervalo considerados ótimos para o processo anaeróbico, pois permite que as archeas produtoras de metano tenham seu crescimento ótimo (CHERNICHARO, 2007).

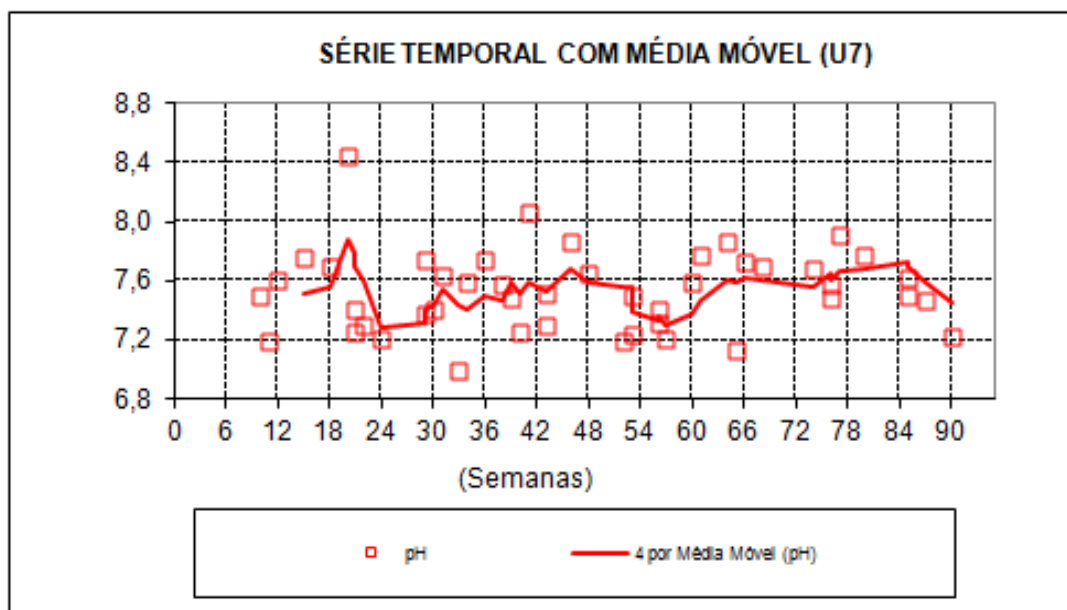


Figura 5.19 - Série temporal do pH no U₇.

Com relação à AT, o valor médio foi de 1.207 mgCaCO₃/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 320 e 3.060 mgCaCO₃/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.20 que apresenta a série temporal com média móvel da AT no efluente do U₇. Praticamente em todas as semanas o reator apresentou concentrações elevadas de AT e pequena variação no pH, que demonstrou a boa capacidade de tamponamento do sistema, a qual pode ser definida como a capacidade de uma solução em evitar mudanças bruscas no pH. Desta forma ficou evidenciado que o U₇ apresentou estabilidade operacional em todas as semanas.

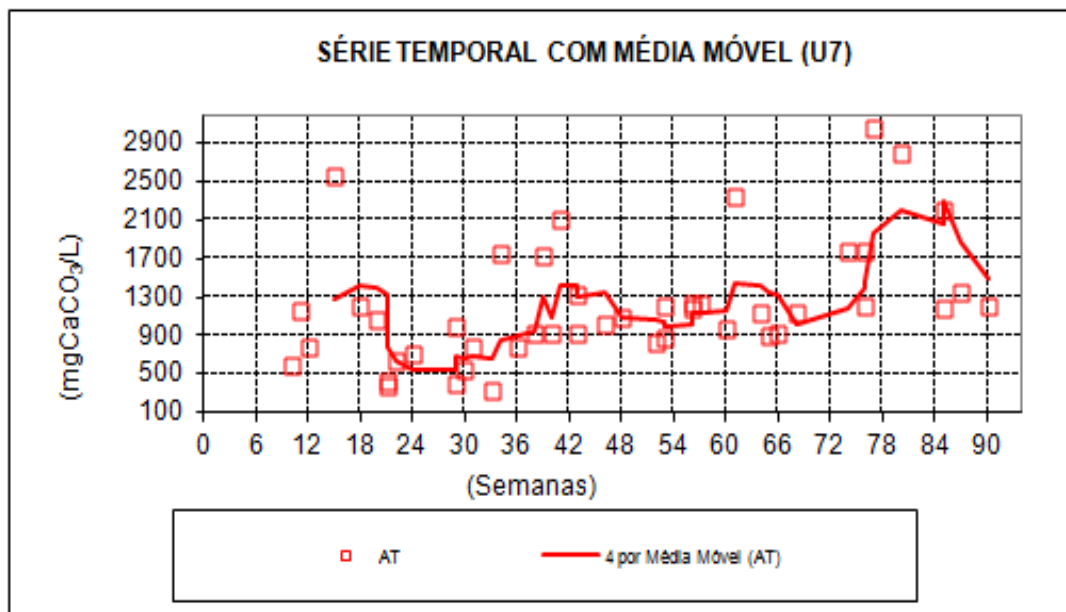


Figura 5.20 - Série temporal da AT no U₇.

Com relação ao H₂S, o valor médio foi de 0,32 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 0,12 e 0,8 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.21 que apresenta a série temporal com média móvel do H₂S no efluente do U₇. A concentração de sulfeto não gerou toxicidade ao processo anaeróbio das metanogênicas, por ser muito inferior a 200 mg/L.

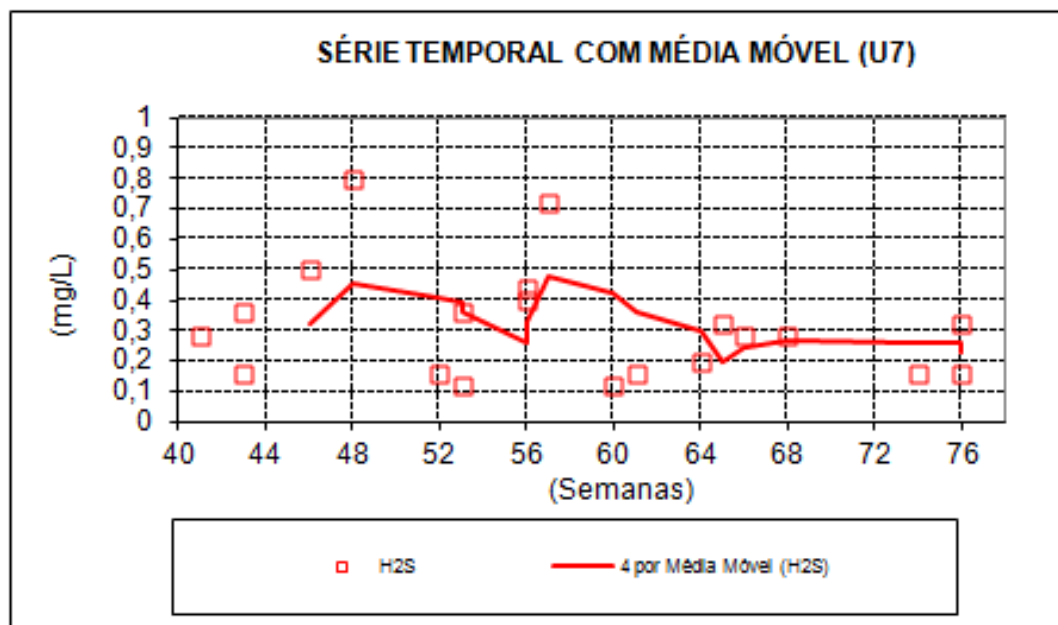


Figura 5.21 - Série temporal do H₂S no U₇.

5.1.8 Estabilidade do U₈

A Tabela 5.8 apresenta os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₈.

Tabela 5.8 - Estatísticas do efluente do U₈ na estabilidade.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES			
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS		
	pH	AT (mgCaCO₃/L)	H₂S (mg/L)
N	46	46	20
Média	-	802	0,25
Mínimo	6,5	150	0,08
Máximo	8,0	1.450	0,56
Coef. Var	0,04	0,39	0,64
Mediana	-	750	0,2
Média geométrica	-	730	0,2
VARIAÇÃO			
Desvio padrão	0,3	316	0,16
Méd - 1 desvpad	-	485	0,09
Méd + 1 desvpad	-	1.118	0,4
PERCENTIS			
10%	6,7	428	0,08
25%	7,0	590	0,12
50%	7,1	750	0,2
75%	7,3	960	0,36
90%	7,6	1.250	0,51

Em relação ao pH, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 6,5 e 8,0 respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.22 que apresenta a série temporal com média móvel do pH no efluente do U₈. Esses valores estão de acordo com limite considerado ótimo para realização dos processos anaeróbios que é de 6,5 a 8,5 (METCALF & EDDY, 2003).

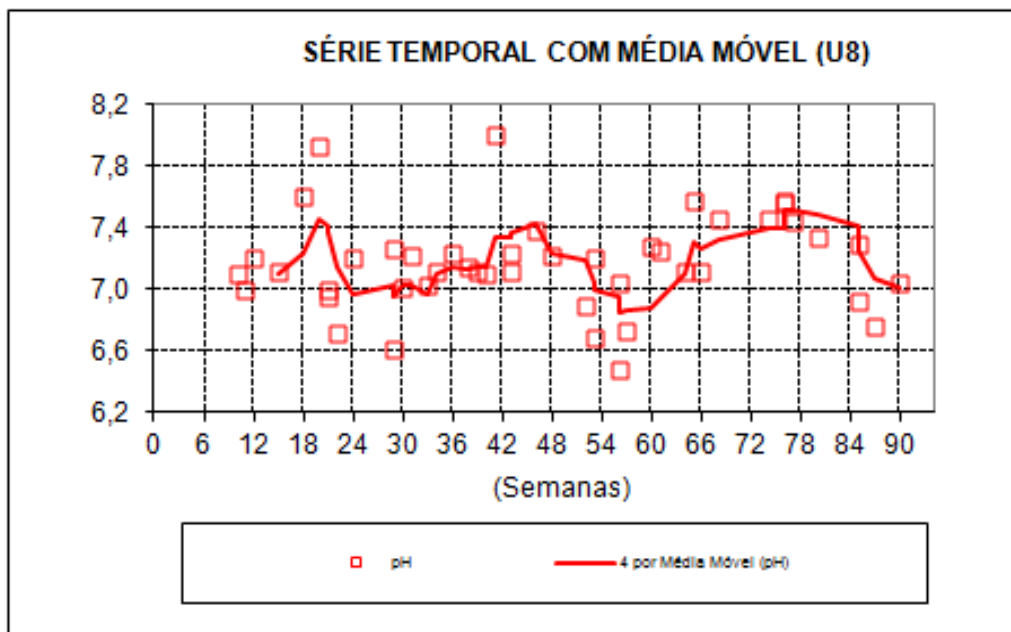


Figura 5.22 - Série temporal do pH no U₈.

Com relação à AT, o valor médio foi de 802 mgCaCO₃/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 150 e 1.450 mgCaCO₃/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.23 que apresenta a série temporal com média móvel da AT no efluente do U₈. As altas concentrações de AT se revelaram ótimas para manter o equilíbrio do pH no reator, uma vez que a alcalinidade é responsável por boa parcela do equilíbrio do pH. Sendo assim, a estabilidade operacional ficou comprovada, no U₈, em todas as semanas.

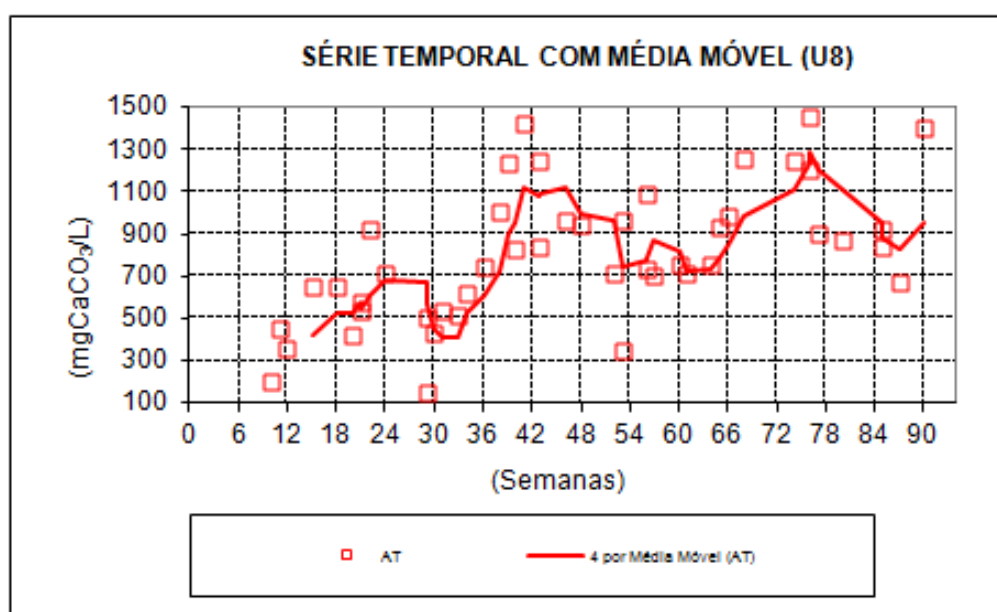


Figura 5.23 - Série temporal da AT no U₈.

Com relação ao H_2S , o valor médio foi de 0,25 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 0,08 e 0,56 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.24 que apresenta a série temporal com média móvel do H_2S no efluente do U_8 . Como os valores apresentados ficaram abaixo de 1 mg/L, muito inferior a 200 mg/L, não foram considerados tóxico à biomassa anaeróbia.

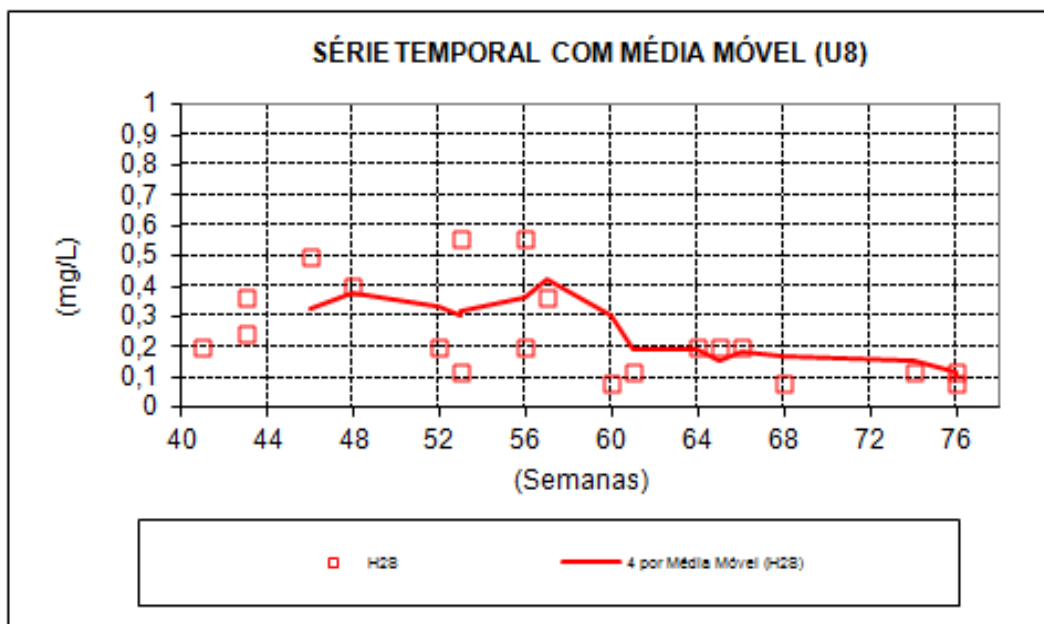


Figura 5.24 - Série temporal do H_2S no U_8 .

5.1.9 Estabilidade do TS

Na Tabela 5.9 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do TS.

Tabela 5.9 - Estatísticas do efluente do TS na estabilidade.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES			
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS		
	pH	AT (mgCaCO₃/L)	H₂S (mg/L)
N	41	42	21
Média	-	1.012	0,26
Mínimo	7,0	280	0,04
Máximo	8,8	1.800	0,68
Coef. Var	0,05	0,34	0,77
Mediana	-	1.020	0,2
Média geométrica	-	944	0,2
VARIAÇÃO			
Desvio padrão	0,4	345	0,2
Méd - 1 desvpad	-	667	0,06
Méd + 1 desvpad	-	1.357	0,46
PERCENTIS			
10%	7,4	507	0,08
25%	7,5	875	0,12
50%	7,8	1.020	0,2
75%	8,1	1.196	0,3
90%	8,2	1.487	0,6

Em relação ao pH, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 7,0 e 8,8 respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.25 que apresenta a série temporal com média móvel do pH no efluente do TS. Os resultados estão de acordo com faixa considerada ótima para o desenvolvimento dos processos metanogênicos.

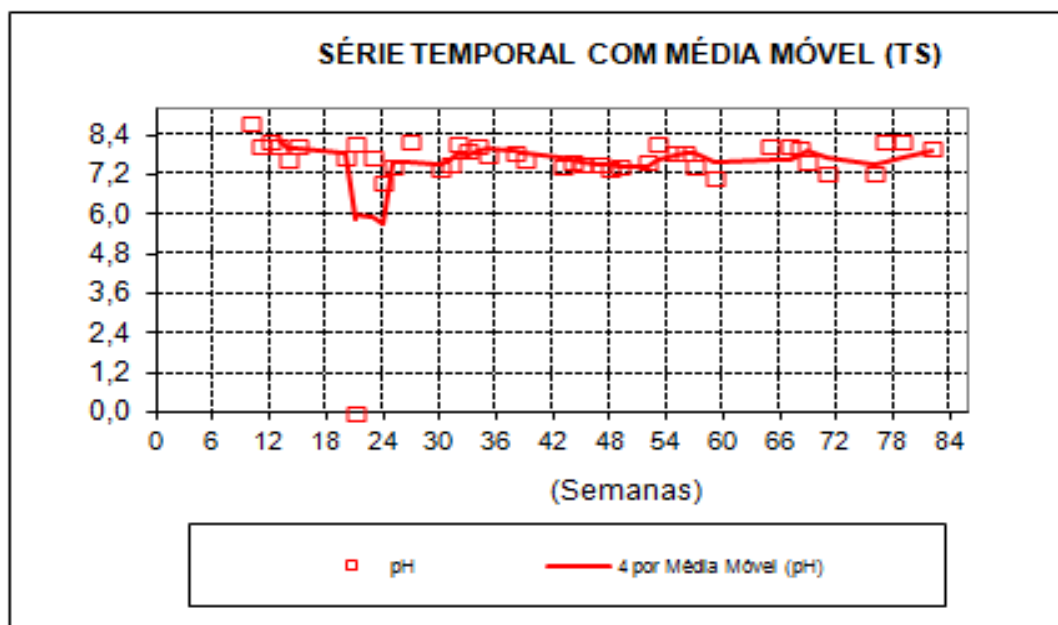


Figura 5.25 - Série temporal do pH no TS.

Com relação à AT, o valor médio foi de 1.012 mgCaCO₃/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 280 e 1.800 mgCaCO₃/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.26 que apresenta a série temporal com média móvel da AT no efluente do TS. As concentrações elevadas apresentadas, praticamente em todas as semanas no reator, foram essenciais para a manutenção do pH no mesmo, pois serviu como um tamponamento do sistema evitando oscilações demasiadas no pH. Desta forma ficou evidenciado que o TS apresentou estabilidade operacional em todas as semanas.

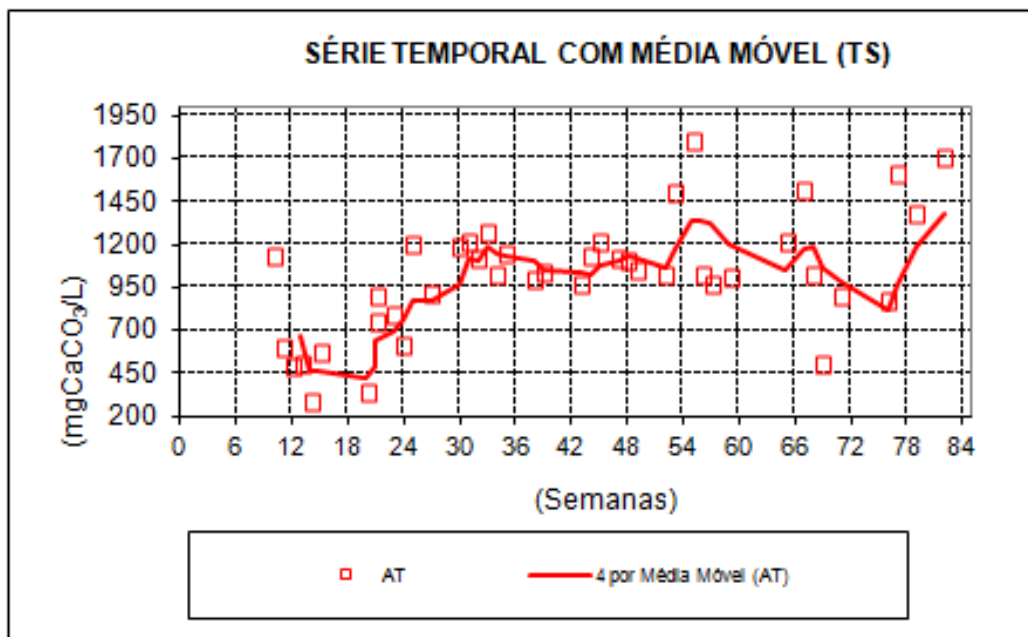


Figura 5.26 - Série temporal da AT no TS.

Com relação ao H₂S, o valor médio foi de 0,26 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 0,04 e 0,68 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.27 que apresenta a série temporal com média móvel do H₂S no efluente do TS. A concentração de sulfeto apresentada, inferior a 1 mg/L, não afetou a atividade das bactérias metanogênicas, por terem ficado bem abaixo de 200 mg/L.

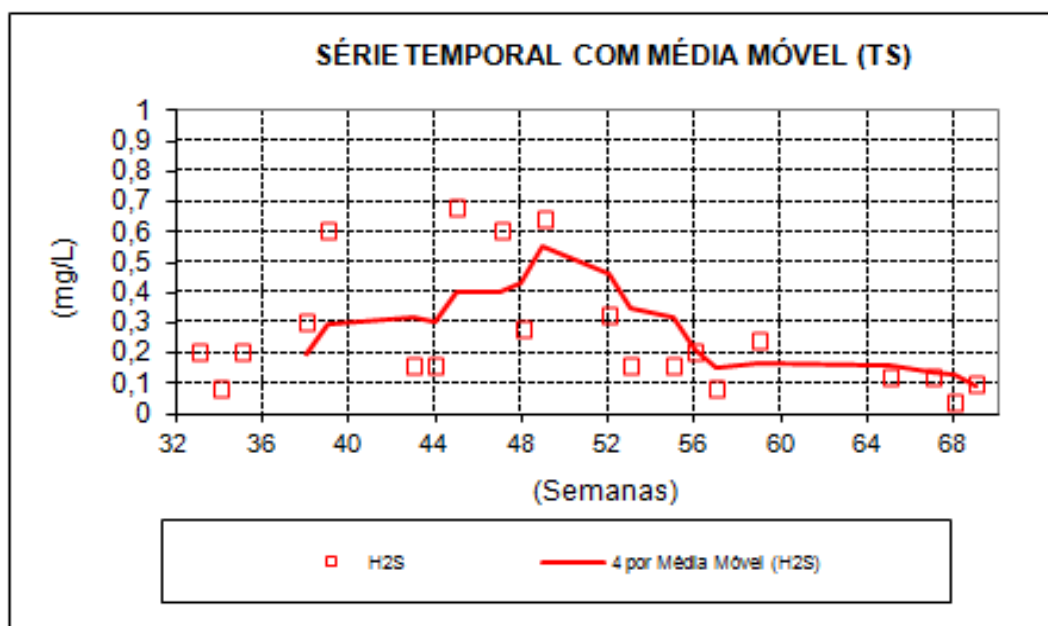


Figura 5.27 - Série temporal do H₂S no TS.

5.2 DESEMPENHO

5.2.1 Desempenho do U₁

A Tabela 5.10 apresenta os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₁.

Tabela 5.10 - Estatísticas do efluente do U₁ no desempenho.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES						
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS					
	DQO_t (mg/L)	DQO_f (mg/L)	N-NH₄ (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	P-total (mg/L)
N	43	43	33	36	36	32
Média	575	461	464	88	76	26
Mínimo	158	123	103	16	13	2
Máximo	902	792	1.355	216	173	62
Coef. Var	0,34	0,37	0,68	0,53	0,57	0,44
Mediana	563	424	394	88	78	23
Média geométrica	538	425	377	74	63	23
VARIAÇÃO						
Desvio padrão	193	171	315	46	43	11
Méd - 1 desvpad	382	290	149	41	33	14
Méd + 1 desvpad	768	631	778	134	120	37
PERCENTIS						
10%	359	262	153	30	26	15
25%	431	360	255	60	45	20
50%	563	424	394	88	78	23
75%	734	618	543	106	95	31
90%	834	692	898	143	135	36

As altas concentrações de DQO encontradas, no efluente dos sistemas, podem ser atribuídas ao fato do reator estar tratando esgoto negro, que é bastante concentrado.

Com relação à DQO_t, o valor médio foi de 575 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 158 e 902 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.28 que exhibe a série temporal com média móvel da DQO_t no efluente do U₁. Os valores médio e máximo são superiores aos valores médios que Al-Jamal & Mahmoud (2009) apresentaram em sua

pesquisa, que foi de 408 mg/L. A partir da 50ª semana de operação o U_1 atingiu estado estacionário.

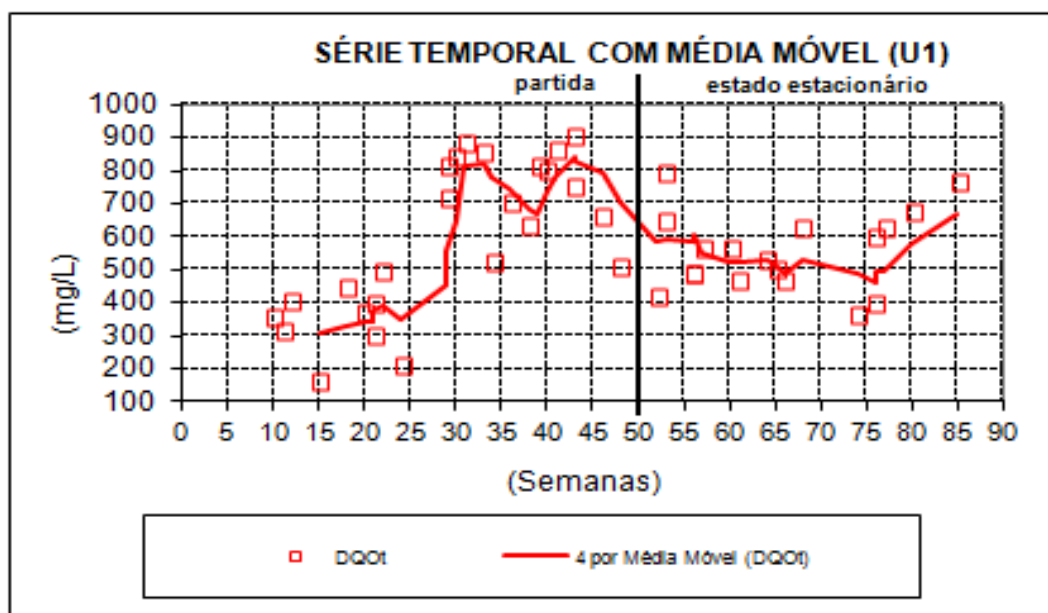


Figura 5.28 - Série temporal da DQO_t no U_1 .

A DQO_f obteve como valor médio 461 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 123 e 792 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.29 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_f no efluente do U_1 . Os valores estão abaixo dos resultados que Graaff *et al.* (2010) mostraram em seu experimento, que foi de 900 mg/L. O U_1 atingiu estado estacionário a partir da 50ª semana de operação.

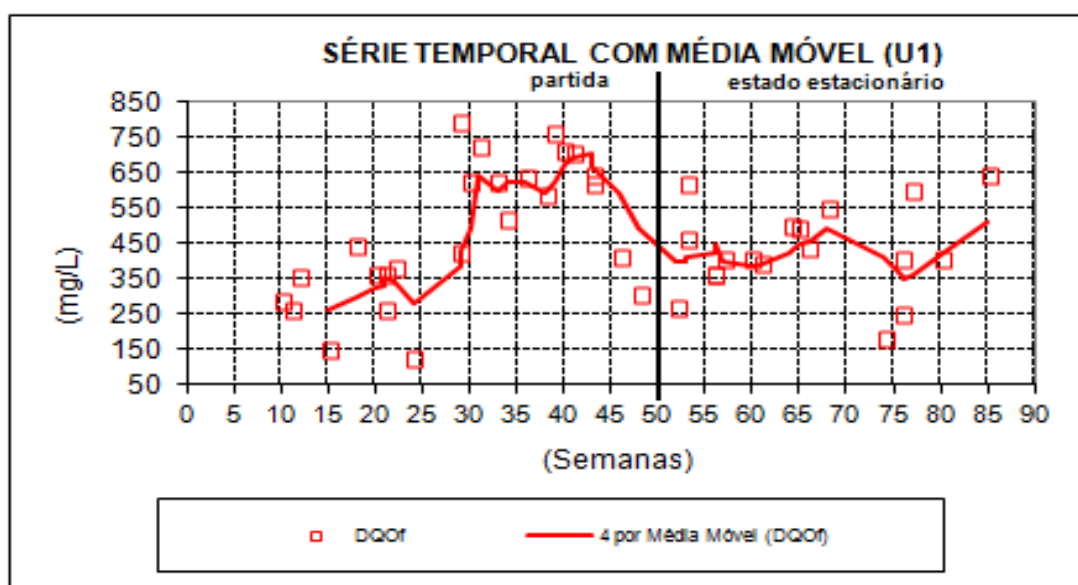


Figura 5.29 - Série temporal da DQO_f no U_1 .

Com relação ao N-NH_4 , o valor médio foi de 464 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 103 e 1.355 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.30 que apresenta a série temporal com média móvel de N-NH_4 no efluente do U_1 . Esses valores são muito superiores aos valores médios exibidos por Al-Shayah & Mahmoud (2008) em sua pesquisa que foi de 57 mg/L.

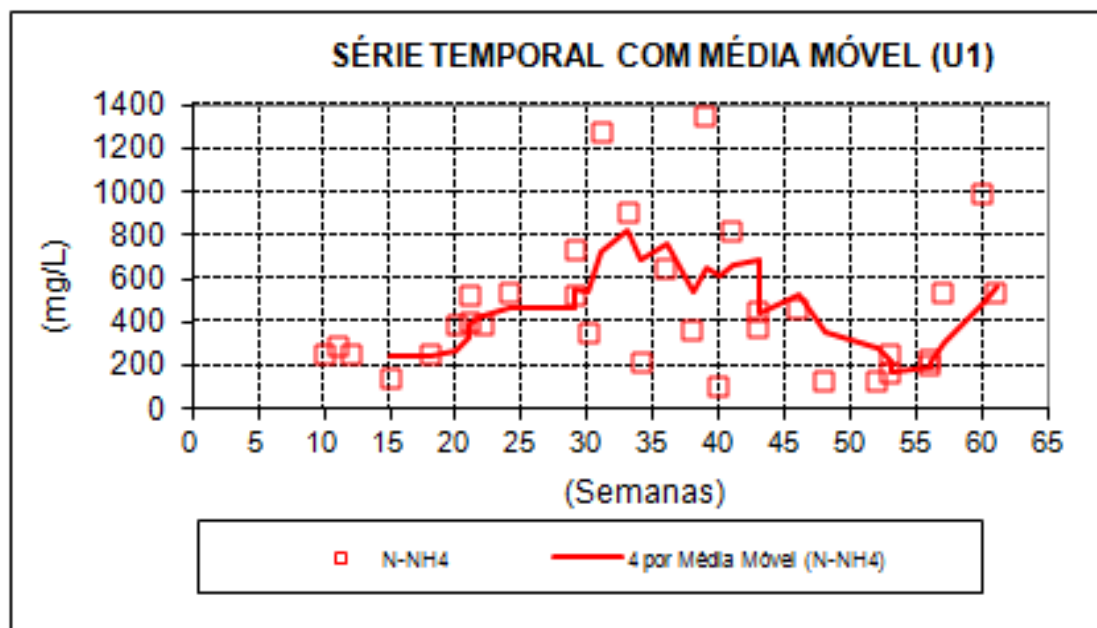


Figura 5.30 - Série temporal do N-NH_4 no U_1 .

Com relação ao P-total, o valor médio foi de 26 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 2 e 62 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.31 que apresenta a série temporal com média móvel de Fósforo total no efluente do U_1 . Os valores são inferiores aos valores citados por Graaff *et al.* (2010) em seu trabalho experimental, que era de 94 mg/L.

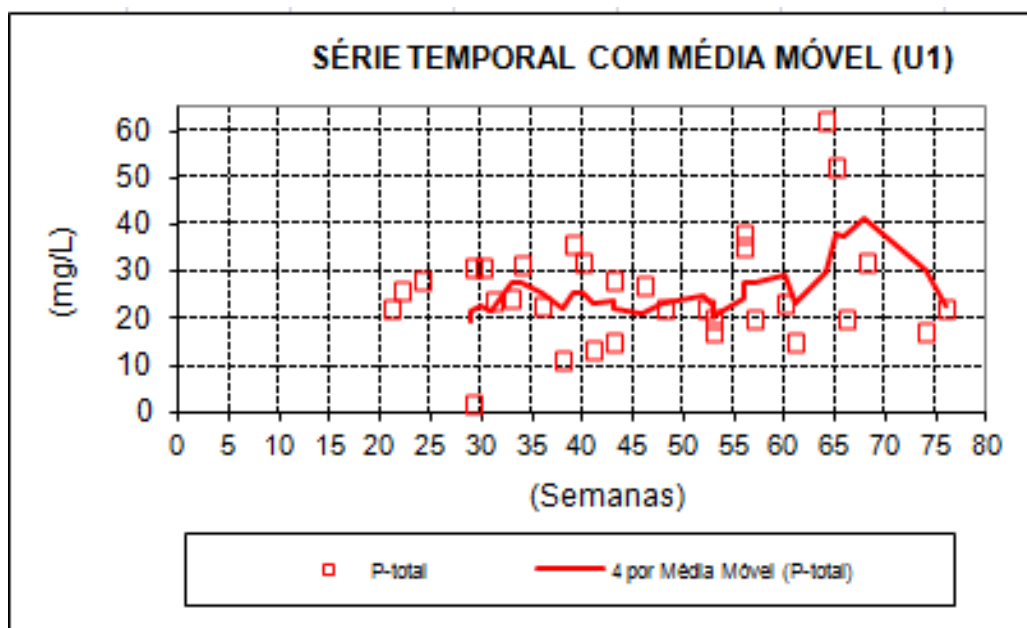


Figura 5.31 - Série temporal do P-total no U₁.

Com relação aos SST, o valor médio foi de 88 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 16 e 216 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.32 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos totais no efluente do U₁. Os valores médio e máximo apresentados são inferiores aos resultados citados por Moussavi *et al.* (2010) em seu experimento que foi de 55 mg/L para SST.

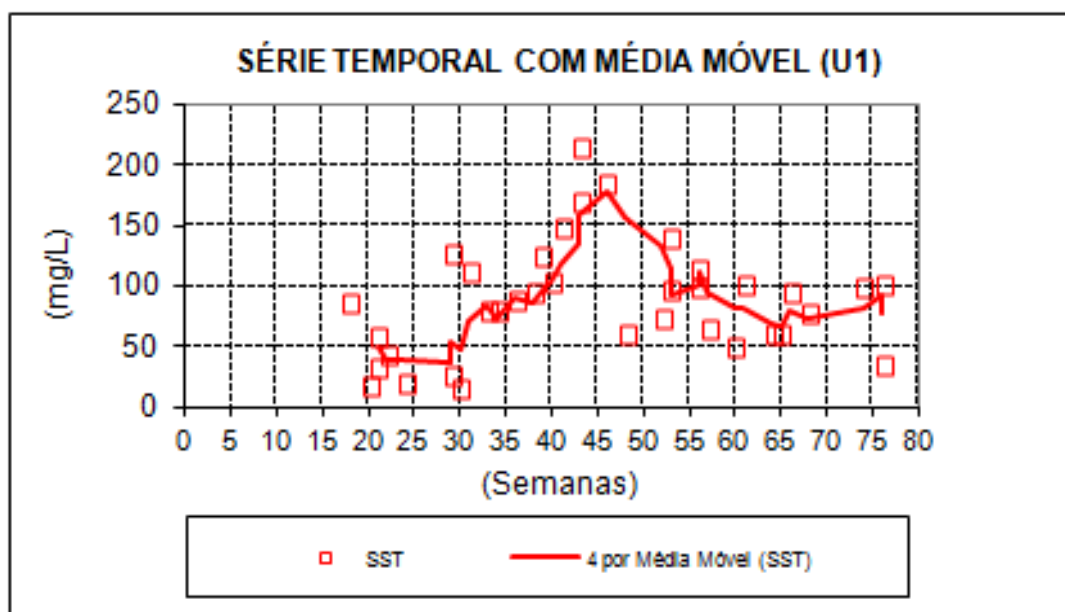


Figura 5.32 - Série temporal dos SST no U₁.

Com relação aos SSV, o valor médio foi de 76 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 13 e 173 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.33 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos voláteis no efluente do U₁. Os valores médio e máximo mostrados estão acima dos valores médios que Coelho *et al.* (2002) apresentaram em seu estudo que era de 56 mg/L para SSV.

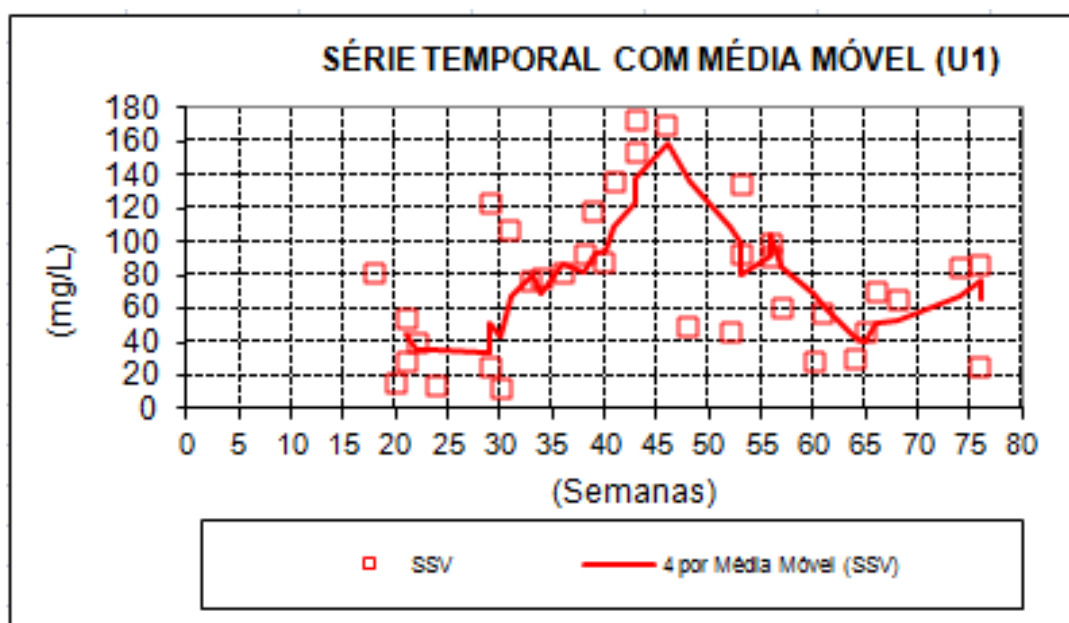


Figura 5.33 - Série temporal dos SSV no U₁.

5.2.2 Desempenho do U₂

Na Tabela 5.11 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₂.

Tabela 5.11 - Estatísticas do efluente do U₂ no desempenho.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES						
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS					
	DQO_t (mg/L)	DQO_f (mg/L)	N-NH₄ (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	P-total (mg/L)
N	43	43	33	35	35	32
Média	366	250	266	72	64	15
Mínimo	161	104	35	18	9	2
Máximo	802	509	1.035	197	190	25
Coef. Var	0,39	0,39	0,76	0,58	0,65	0,30
Mediana	324	242	223	65	58	15
Média geométrica	340	232	207	61	51	14
VARIAÇÃO						
Desvio padrão	142	97	202	41	41	5
Méd - 1 desvpad	224	153	64	30	22	10
Méd + 1 desvpad	508	347	469	113	105	19
PERCENTIS						
10%	199	146	84	29	21	10
25%	247	180	125	38	27	13
50%	324	242	223	65	58	15
75%	449	301	320	95	87	18
90%	517	364	492	123	114	20

Com relação à DQO_t, o valor médio foi de 366 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 161 e 802 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.34 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_t no efluente do U₂. Os referidos valores são inferiores aos resultados que Luostarinen *et al.* (2007) apresentaram em sua pesquisa, que foi de 2733 mg/L. O estado estacionário do U₂ ocorreu a partir da 42^a semana de operação.

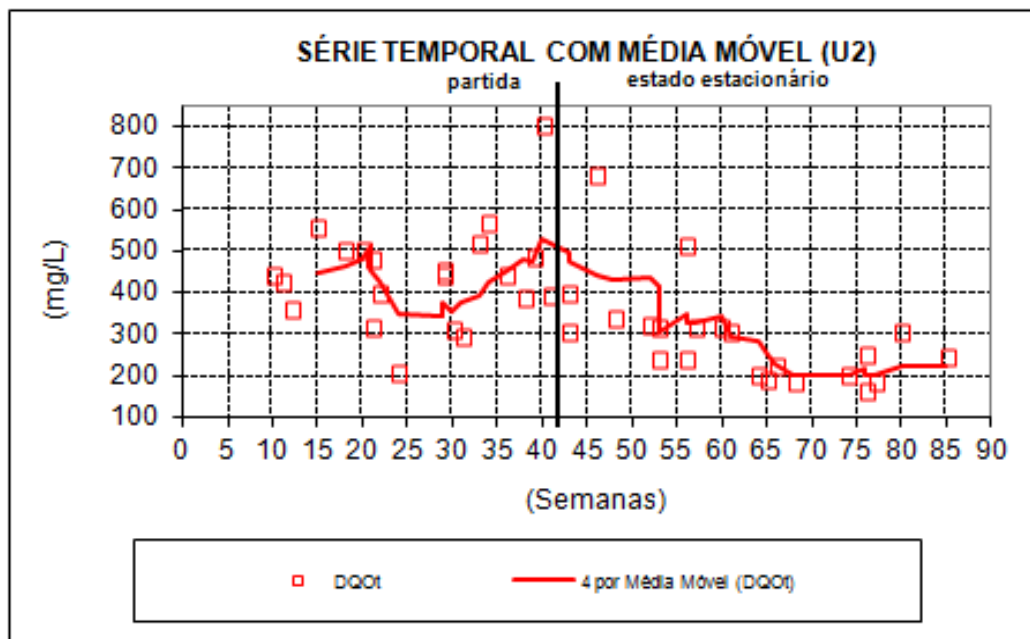


Figura 5.34 - Série temporal da DQO_t no U₂.

Com relação à DQO_f, o valor médio foi de 250 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 104 e 509 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figuras 5.35 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_f no efluente do U₂. Os valores médio e máximo estão bem superiores aos resultados que Luostarinen & Rintala (2007) exibiram em sua pesquisa, que foi de 129 mg/L. O estado estacionário no U₂ foi atingido a partir de 42^a semana de operação.

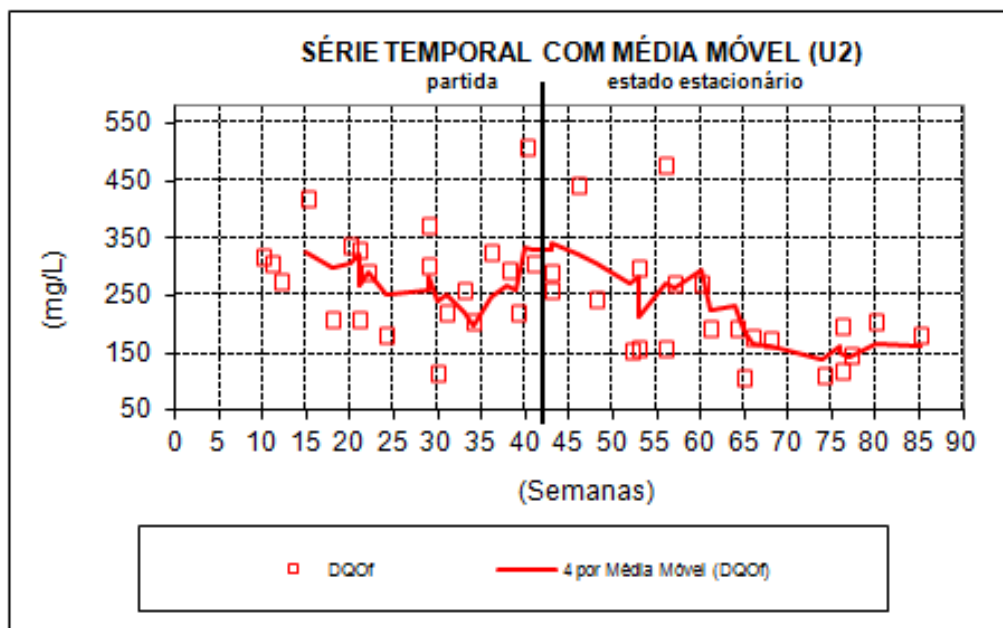


Figura 5.35 - Série temporal da DQO_f no U₂.

Com relação ao N-NH_4 , o valor médio foi de 266 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 35 e 1.035 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.36 que apresenta a série temporal com média móvel de N-NH_4 no efluente do U_2 . Os valores médio e mínimo são inferiores aos resultados que Graaff *et al.* (2010) apresentaram em estudo, que foi de 1.000 mg/L.

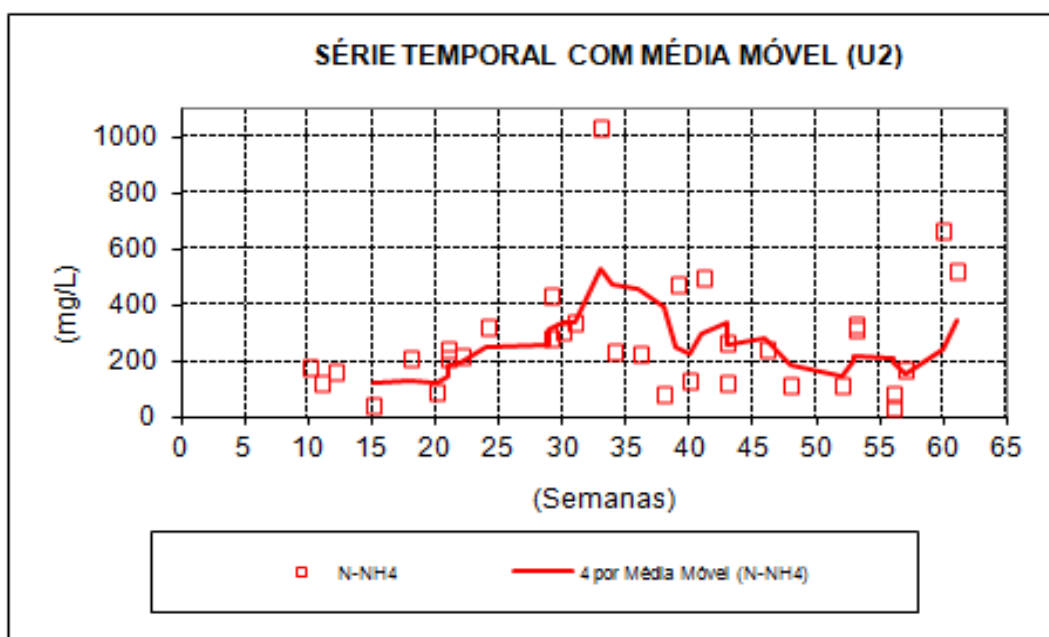


Figura 5.36 - Série temporal do N-NH_4 no U_2 .

Com relação ao P-total, o valor médio foi de 15 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 2 e 25 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.37 que apresenta a série temporal com média móvel do P-total no efluente do U_2 . Os resultados médio e máximo estão acima dos citados por Al- Jamal & Mahmoud (2009) em sua pesquisa.

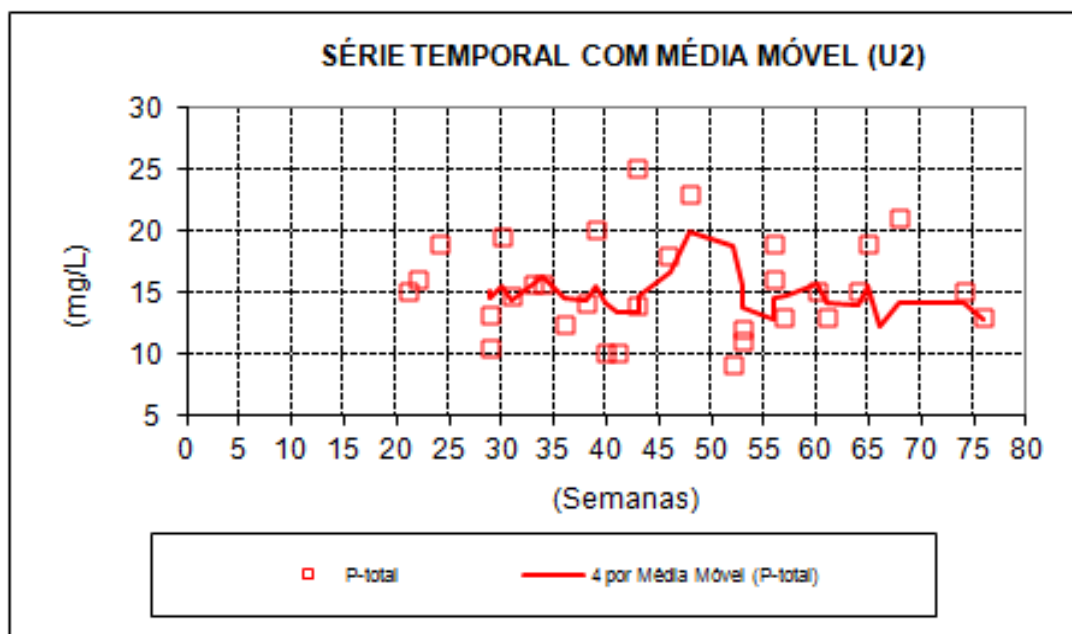


Figura 5.37 - Série temporal do P-total no U₂.

Com relação aos SST, o valor médio foi de 72 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 18 e 197 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.38 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos totais no efluente do U₂. Os resultados médio e máximo foram superiores aos que Moussavi *et al.* (2010) apresentaram em seu experimento.

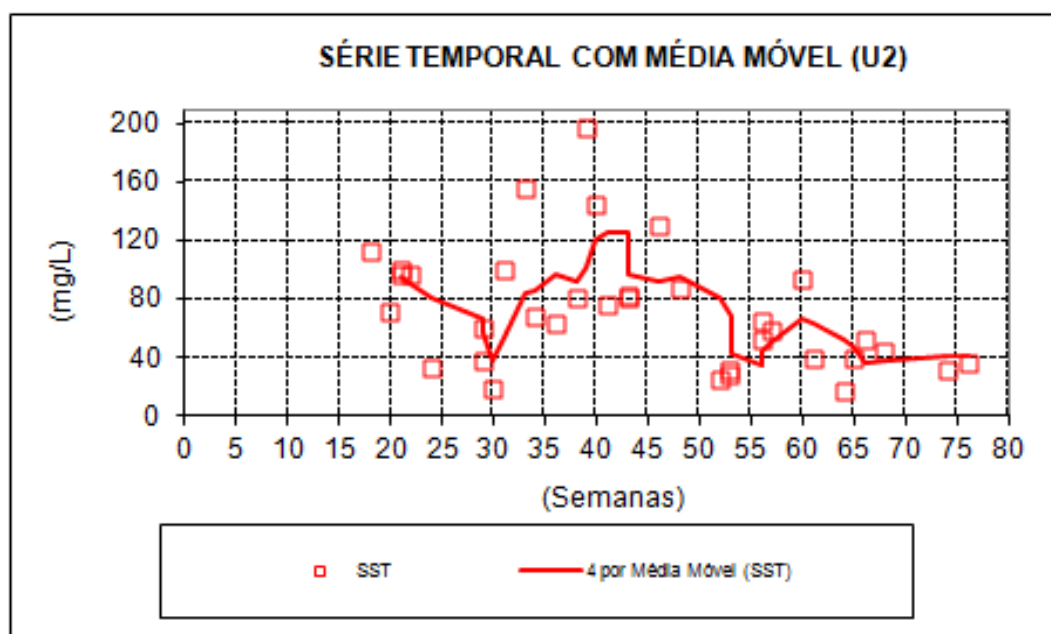


Figura 5.38 - Série temporal dos SST no U₂.

Com relação aos SSV, o valor médio foi de 64 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 9 e 190 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.39 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos voláteis no efluente do U₂. Os valores médio e máximo estão acima dos resultados médios citados por Coelho *et al.* (2002) em seu experimento.

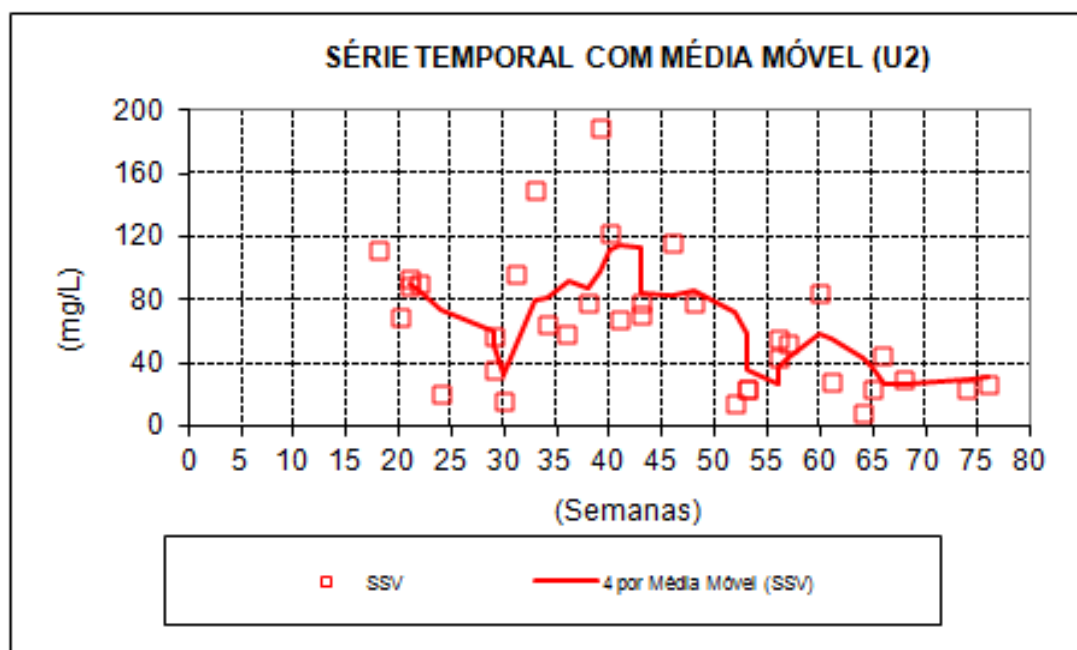


Figura 5.39 - Série temporal dos SSV no U₂.

5.2.3 Desempenho do U₃

Na Tabela 5.12 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₃.

Tabela 5.12 - Estatísticas do efluente do U₃ no desempenho.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES						
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS					
	DQO_t (mg/L)	DQO_f (mg/L)	N-NH₄ (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	P-total (mg/L)
N	43	43	33	35	35	32
Média	580	332	269	134	121	19
Mínimo	227	121	20	23	13	2
Máximo	924	742	630	306	292	40
Coef. Var	0,32	0,47	0,46	0,60	0,66	0,46
Mediana	621	282	283	107	96	17
Média geométrica	547	304	235	110	94	17
VARIAÇÃO						
Desvio padrão	187	156	123	80	80	9
Méd - 1 desvpad	393	176	146	53	41	10
Méd + 1 desvpad	767	489	392	214	200	28
PERCENTIS						
10%	329	189	128	50	33	10
25%	449	242	180	78	60	14
50%	621	282	283	107	96	17
75%	717	363	325	187	176	24
90%	818	588	423	249	226	30

Com relação à DQO_t, o valor médio foi de 580 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 227 e 924 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.40 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_t no efluente do U₃. Os valores apresentados são inferiores aos resultados que Luostarinen *et al.* (2007) mostraram em seu experimento. O estado estacionário do U₃ ficou indeterminado, devido o mesmo ter apresentado tendência decrescente nas concentrações desde o início do experimento.

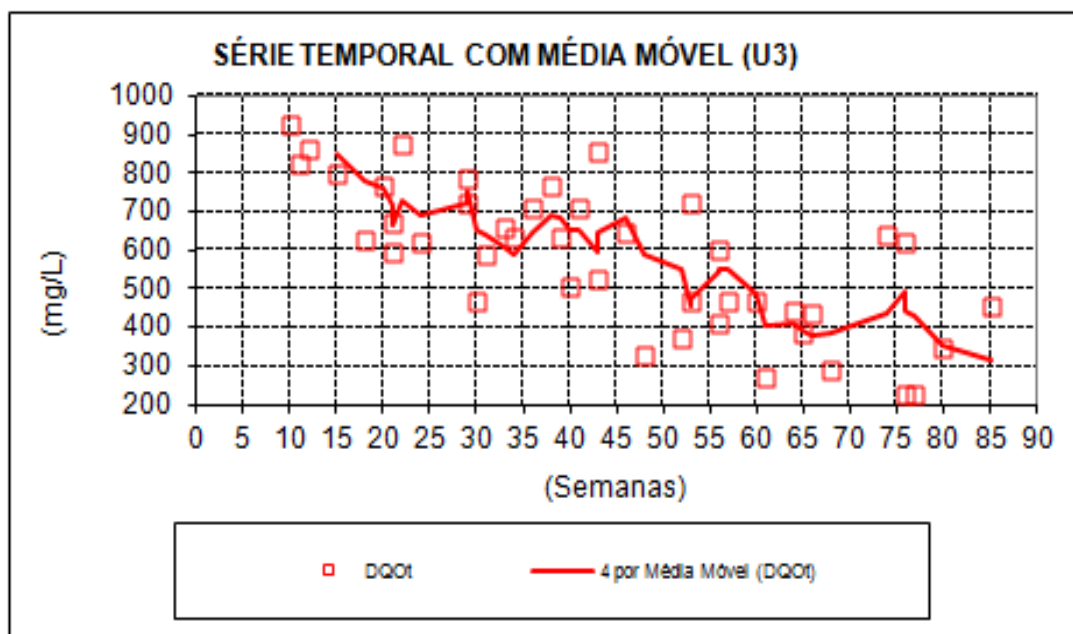


Figura 5.40 - Série temporal da DQO_t no U₃.

Com relação à DQO_f, o valor médio foi de 332 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 121 e 742 mg/L respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.41 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_f no efluente do U₃. Os valores apresentados estão equivalentes aos resultados médios que Al-Shayah & Mahmoud (2008) mostraram em seu experimento. Não foi possível determinar o estado estacionário no U₃, devido o mesmo motivo comentado anteriormente para DQO_t.

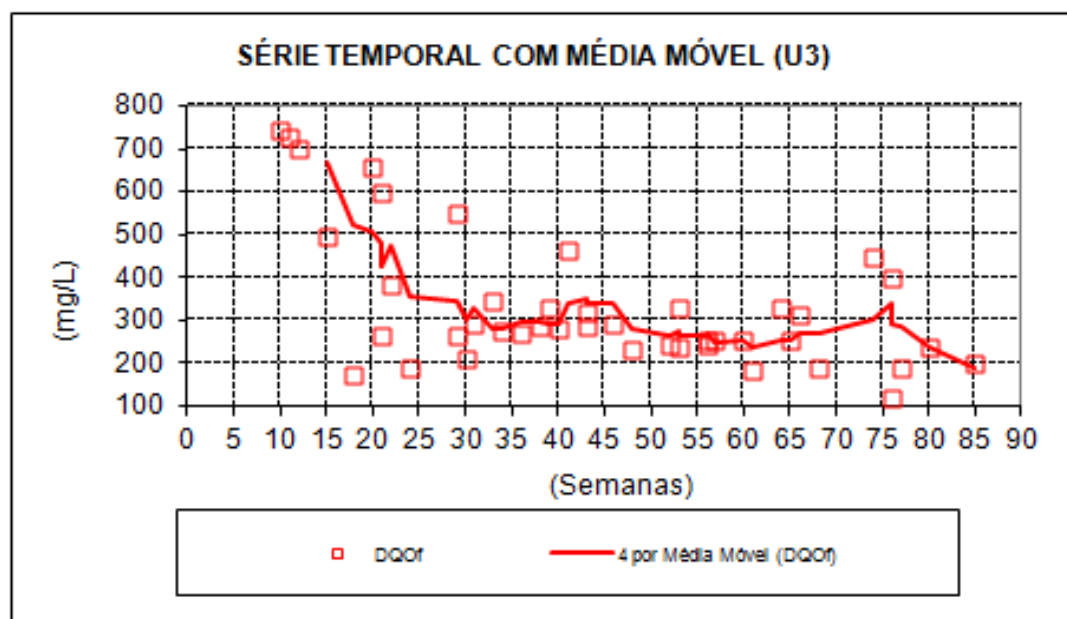


Figura 5.41 - Série temporal da DQO_f no U₃.

Com relação ao N-NH_4 , o valor médio foi de 269 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 20 e 630 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.42 que apresenta a série temporal com média móvel de N-NH_4 no efluente do U_3 . Os valores médio e máximo são muito superiores aos resultados que Luostarinen & Rintala (2007) apresentaram em sua pesquisa.

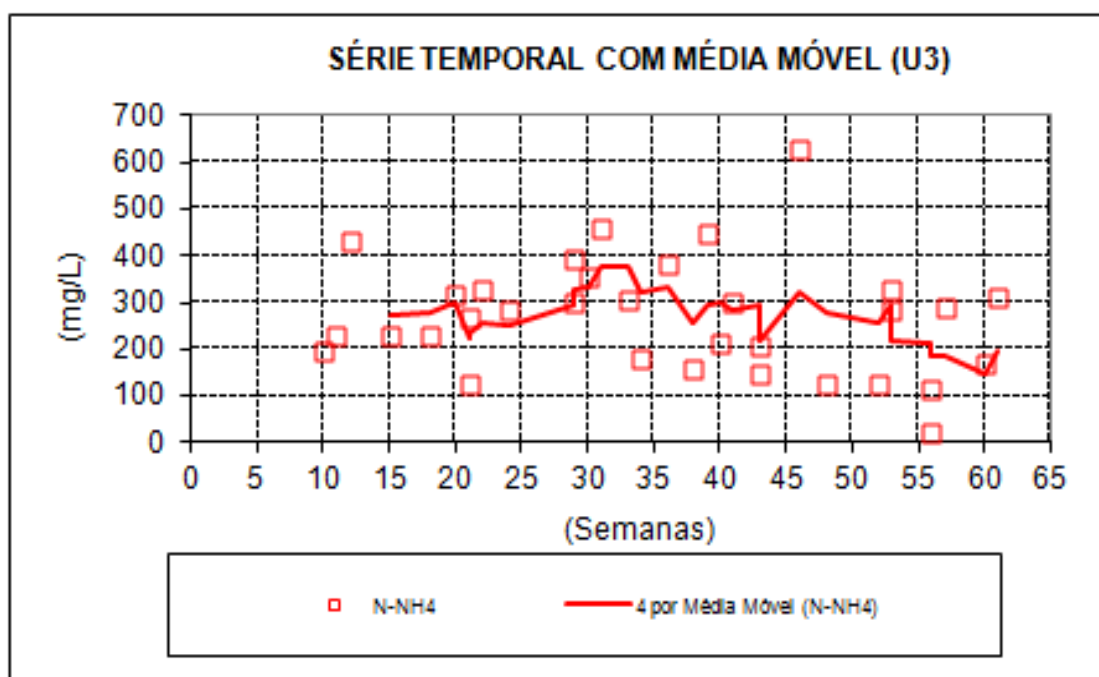


Figura 5.42 - Série temporal do N-NH_4 no U_3 .

Com relação ao P-total, o valor médio foi de 19 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 2 e 40 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.43 que apresenta a série temporal com média móvel do P-total no efluente do U_3 . Os valores médio e máximo apresentados estão acima dos mencionados por Luostarinen & Rintala (2007) e Al-Shayah & Mahmoud (2008) e em seus estudos científicos.

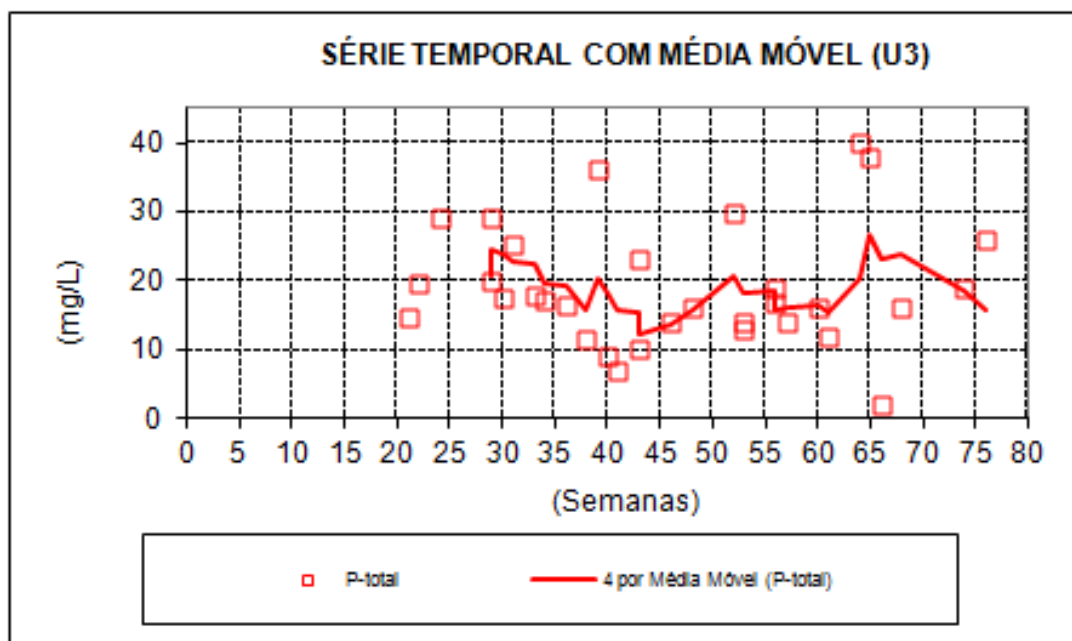


Figura 5.43 - Série temporal do P-total no U₃.

Com relação aos SST, o valor médio foi de 134 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 23 e 306 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.44 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos totais no efluente do U₃. Os resultados exibidos, com exceção do mínimo, são superiores aos valores médios que Coelho *et al.* (2002) apresentaram em sua pesquisa.

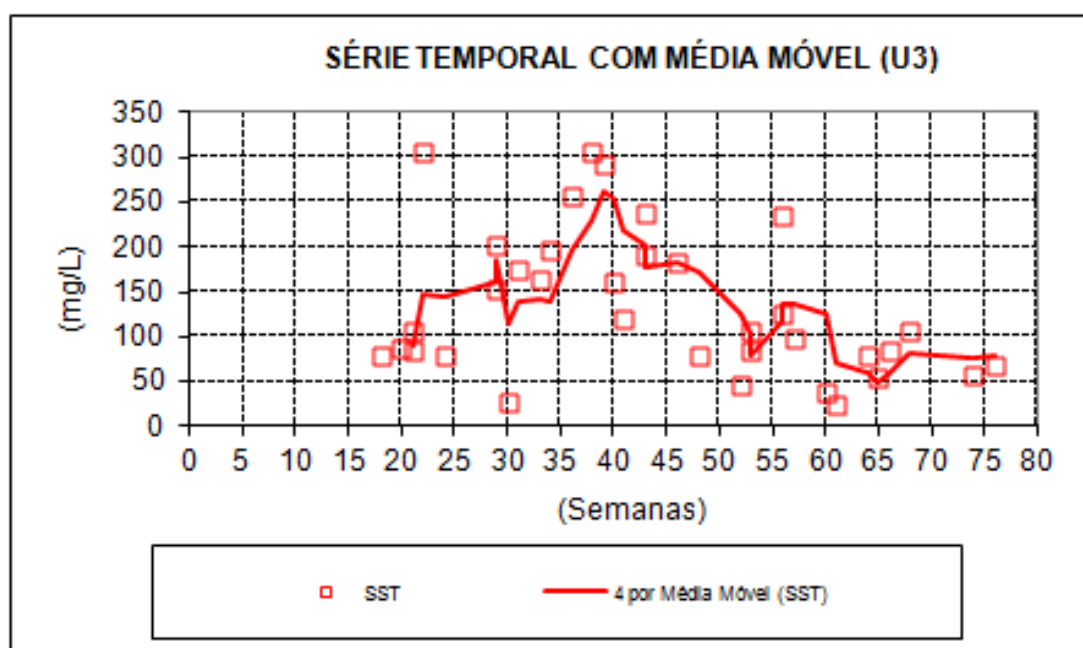


Figura 5.44 - Série temporal dos SST no U₃.

Com relação aos SSV, o valor médio foi de 121 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 13 e 292 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.45 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos voláteis no efluente do U₃. Os valores médio e máximo exibido estão acima dos resultados médios citados por Al-Shayah & Mahmoud (2008) no seu estudo.

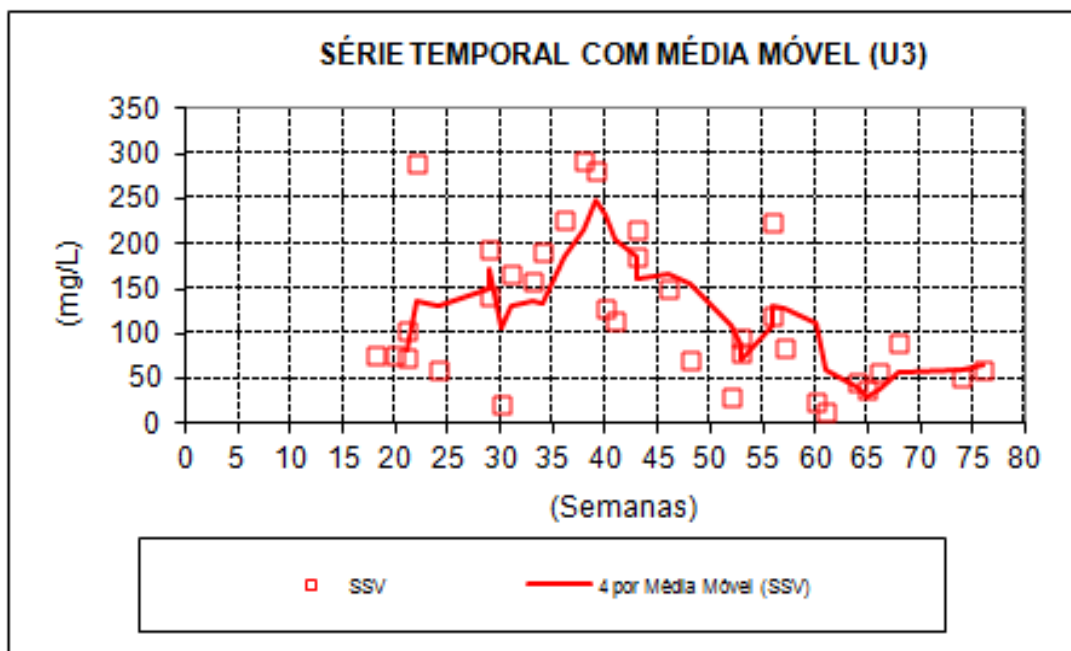


Figura 5.45 - Série temporal dos SSV no U₃.

5.2.4 Desempenho do U₄

Na Tabela 5.13 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₄.

Tabela 5.13 - Estatísticas do efluente do U₄ no desempenho.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES						
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS					
	DQO_t (mg/L)	DQO_f (mg/L)	N-NH₄ (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	P-total (mg/L)
N	43	43	33	35	35	32
Média	793	584	538	333	307	37
Mínimo	537	236	75	95	61	10
Máximo	1.018	959	1.195	783	758	67
Coef. Var	0,18	0,31	0,47	0,55	0,59	0,34
Mediana	831	561	558	281	262	39
Média geométrica	779	556	476	284	254	35
VARIAÇÃO						
Desvio padrão	142	179	254	185	182	13
Méd - 1 desvpad	651	404	284	148	125	25
Méd + 1 desvpad	934	763	793	517	489	50
PERCENTIS						
10%	602	402	282	129	109	20
25%	656	457	343	180	153	28
50%	831	561	558	281	262	39
75%	902	706	655	475	450	45
90%	956	863	809	549	509	51

Com relação à DQO_t, o valor médio foi de 793 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 537 e 1.018 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.46 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_t no efluente do U₄. Tais valores estão abaixo dos resultados que Graaff *et al.* (2010) apresentaram em sua pesquisa, que foi de 1.200 mg/L. A partir da 30^a semana de operação o estado estacionário no U₄ foi alcançado.

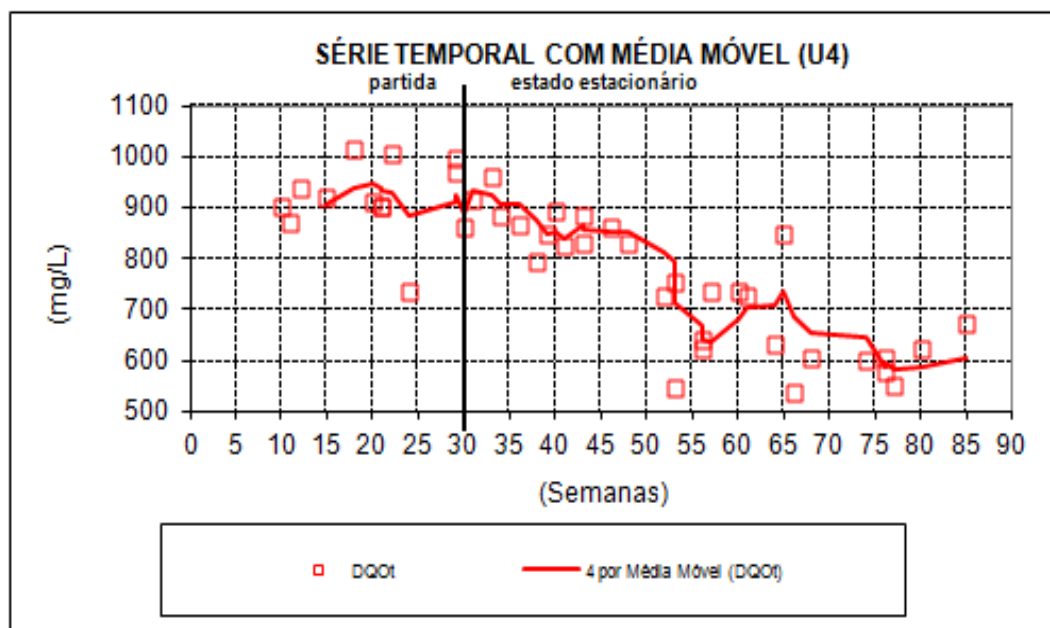


Figura 5.46 - Série temporal da DQO_t no U_4 .

Com relação à DQO_f , o valor médio foi de 584 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 236 e 959 mg/L respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.47 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_f no efluente do U_4 . Os referidos valores estão abaixo dos resultados que Luostarinen *et al.* (2007) apresentaram em seu estudo, que foi de 980 mg/L. O estado estacionário no U_4 foi obtido a partir da 30ª semana de operação.

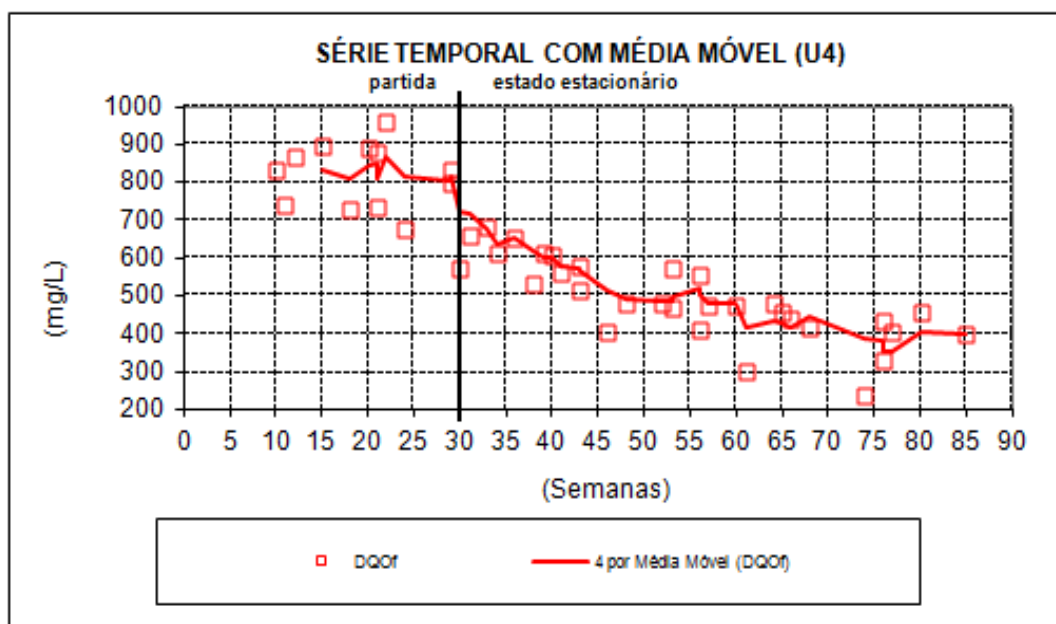


Figura 5.47 - Série temporal da DQO_f no U_4 .

Com relação ao N-NH_4 , o valor médio foi de 538 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 75 e 1.195 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.48 que apresenta a série temporal com média móvel de N-NH_4 no efluente do U_4 . Os valores apresentados são mais elevados que os resultados médios que Al-Shayah & Mahmoud (2008) apresentaram em seu experimento.

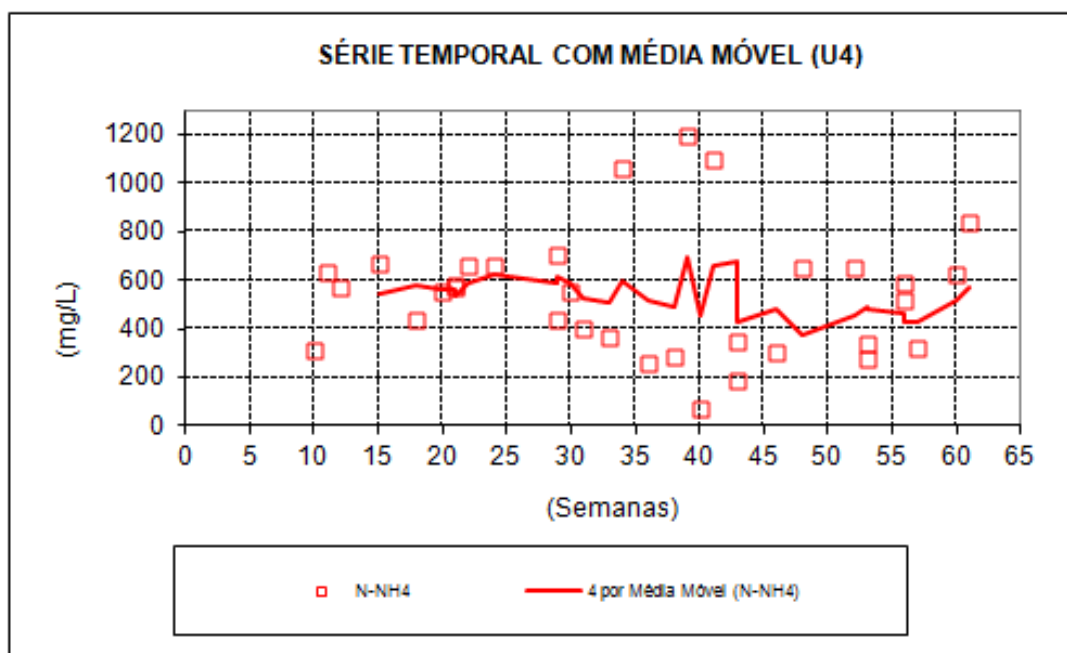


Figura 5.48 - Série temporal do N-NH_4 no U_4 .

Com relação ao P-total, o valor médio foi de 37 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 10 e 67 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.49 que apresenta a série temporal com média móvel do P-total no efluente do U_4 . Os valores apresentados são inferiores aos resultados da pesquisa que Graaff *et al.* (2010) realizou, que foi de 94 mg/L.

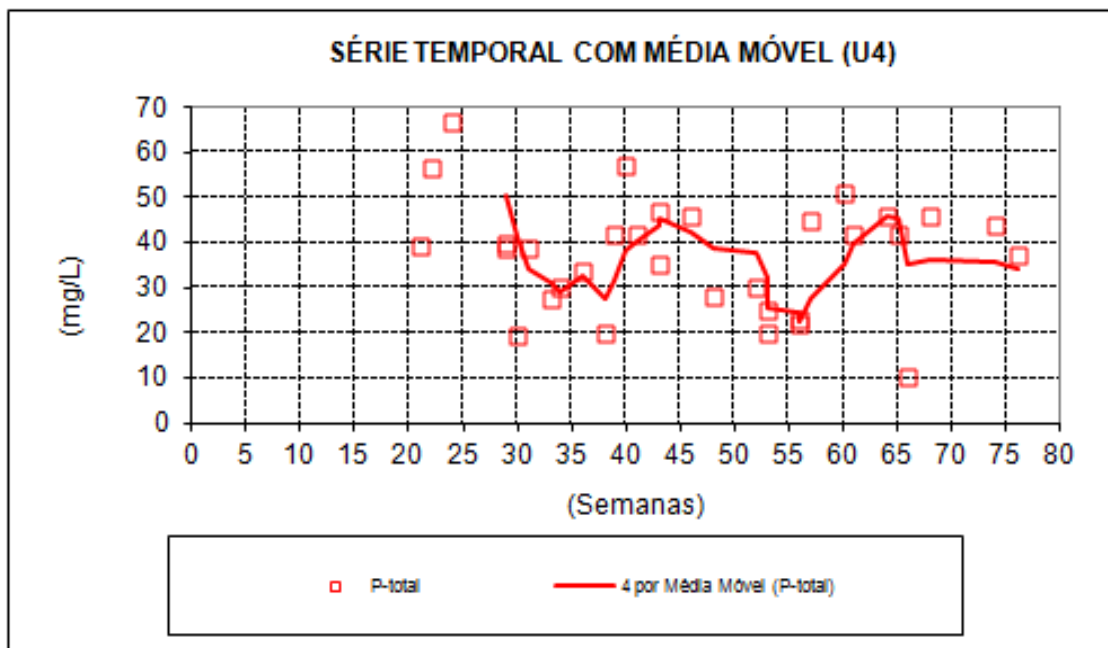


Figura 5.49 - Série temporal do P-total no U₄.

Com relação aos SST, o valor médio foi de 333 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 95 e 783 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.50 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos totais no efluente do U₄. Os valores estão acima dos resultados citados por Moussavi *et al.* (2010) em sua pesquisa.

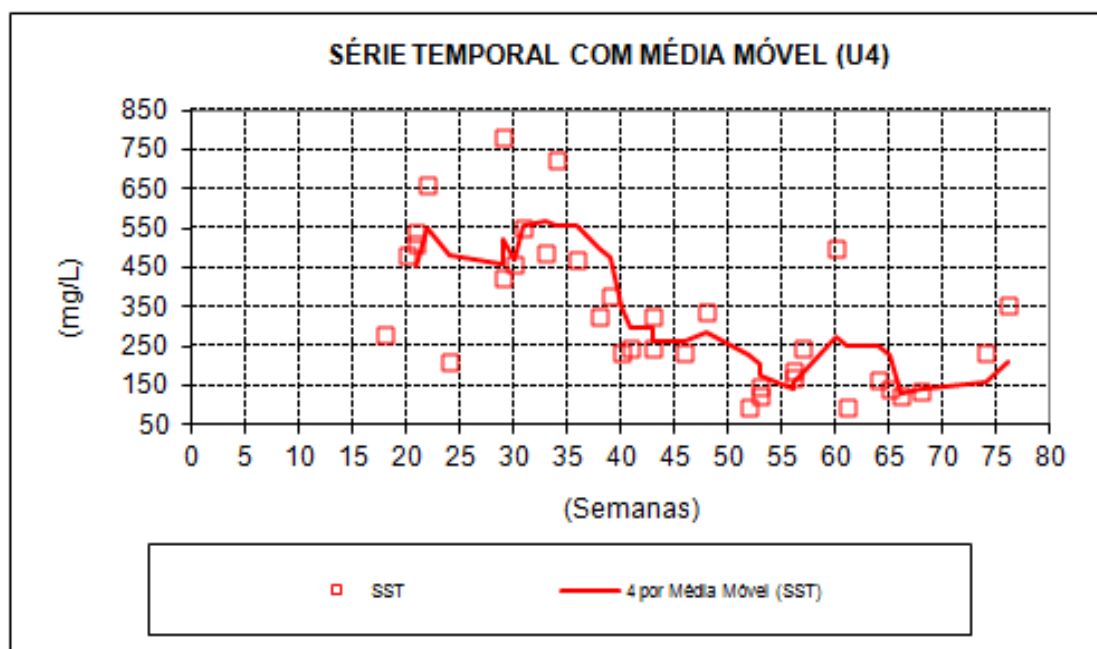


Figura 5.50 - Série temporal dos SST no U₄.

Com relação aos SSV, o valor médio foi de 307 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 61 e 758 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.51 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos voláteis no efluente do U₄. Os resultados apresentados para SSV estão acima dos valores médios que Coelho *et al.* (2002) citou em seu trabalho.

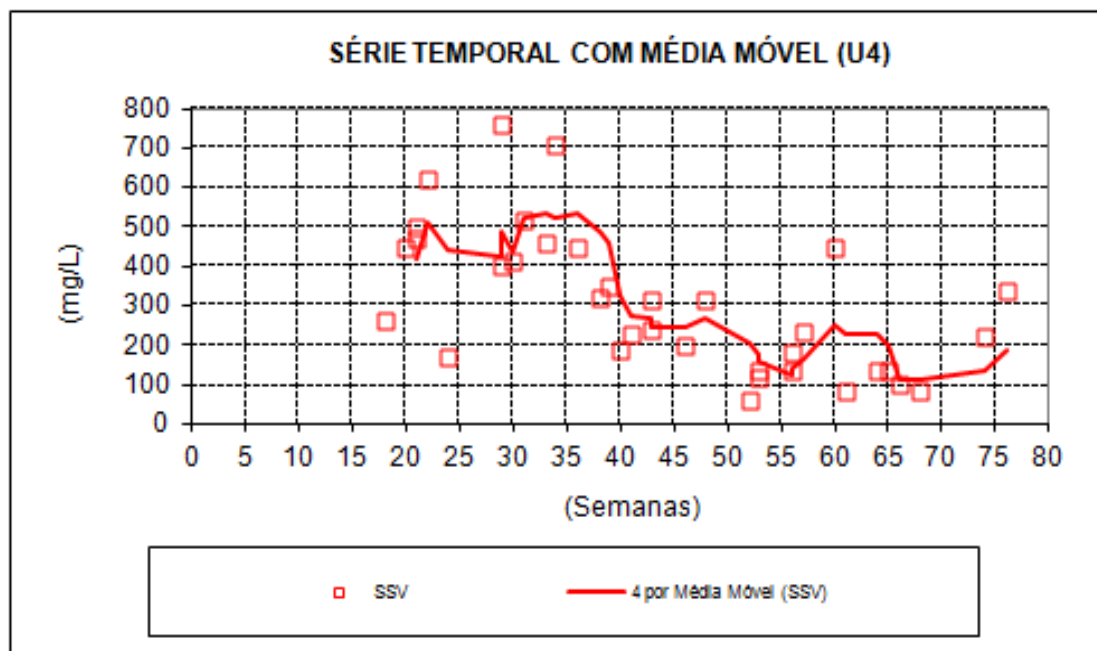


Figura 5.51 - Série temporal dos SSV no U₄.

5.2.5 Desempenho do U₅

Na Tabela 5.14 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₅.

Tabela 5.14 - Estatísticas do efluente do U₅ no desempenho.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES						
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS					
	DQO_t (mg/L)	DQO_f (mg/L)	N-NH₄ (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	P-total (mg/L)
N	43	43	32	35	35	32
Média	671	374	417	214	188	31
Mínimo	413	126	115	52	30	13
Máximo	906	655	1.140	765	480	60
Coef. Var	0,21	0,31	0,50	0,64	0,59	0,37
Mediana	679	363	396	191	180	31
Média geométrica	656	355	375	182	157	29
VARIAÇÃO						
Desvio padrão	140	116	208	137	110	12
Méd - 1 desvpad	531	259	209	77	78	19
Méd + 1 desvpad	811	490	626	351	298	43
PERCENTIS						
10%	472	253	242	99	67	14
25%	575	326	270	128	115	24
50%	679	363	396	191	180	31
75%	790	424	519	274	251	38
90%	860	521	627	313	300	47

Com relação à DQO_t, o valor médio foi de 671 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 413 e 906 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.52 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_t no efluente do U₅. Tais valores estão bem inferiores aos resultados que Luostarinen *et al.* (2007) apresentaram em sua experiência com esgoto negro forte. A partir da 30^a semana de operação o U₅ atingiu estado estacionário.

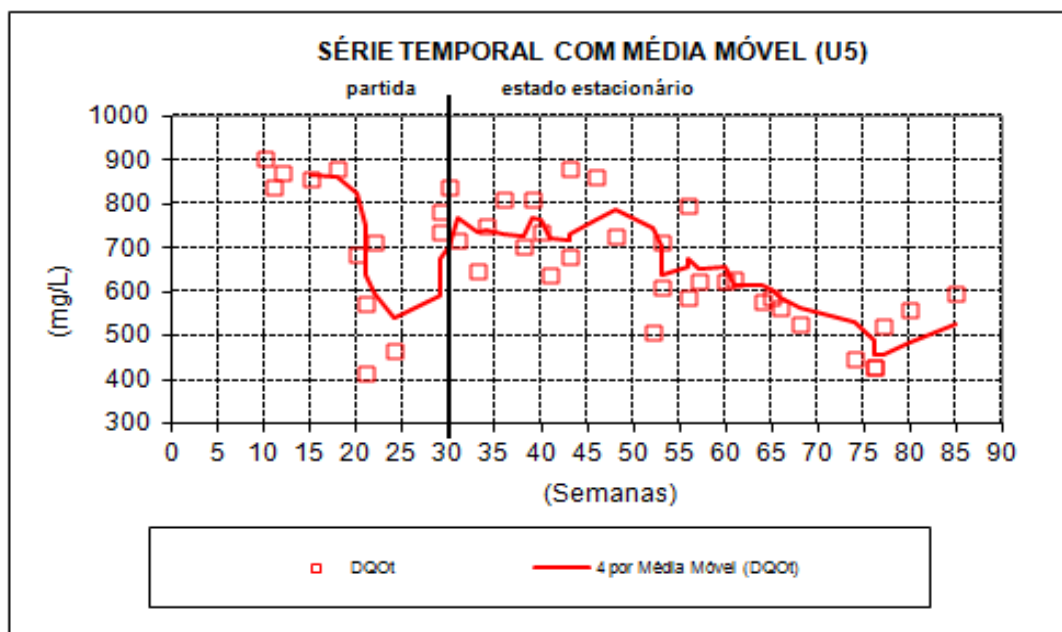


Figura 5.52 - Série temporal da DQO_t no U₅.

Com relação à DQO_f, o valor médio foi de 374 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 126 e 655 mg/L respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.53 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_f no efluente do U₅. Tais valores estão acima dos resultados que Al-Shayah & Mahmoud (2008) apresentaram em sua experiência que foi de 342 mg/L. O estado estacionário, no U₅, foi alcançado a partir da 30^a semana de operação.

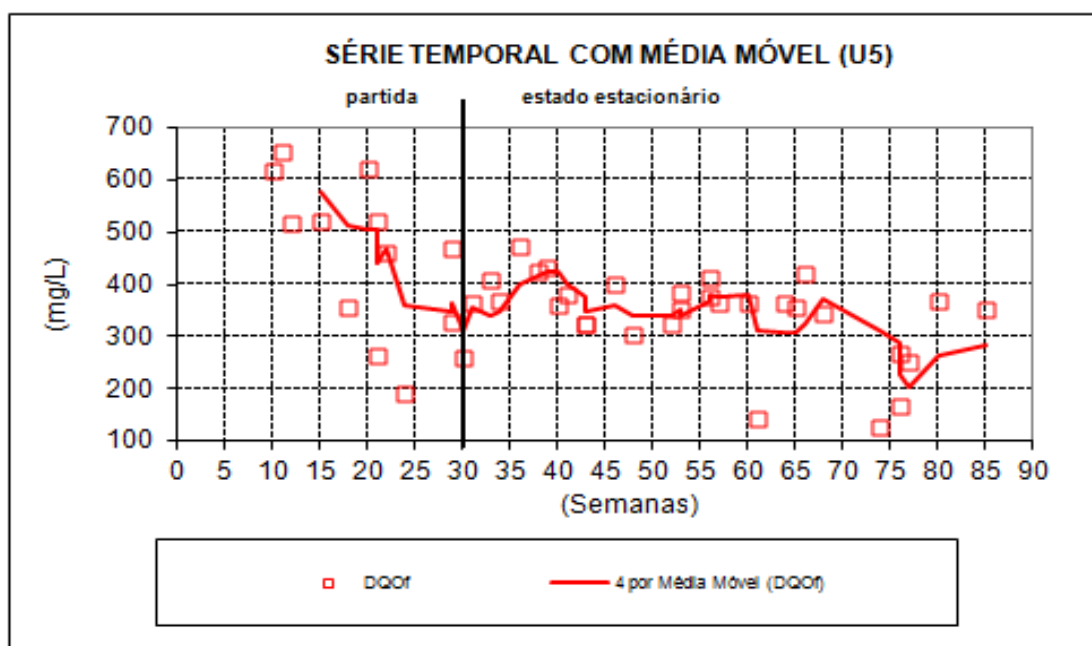


Figura 5.53 - Série temporal da DQO_f no U₅.

Com relação ao N-NH_4 , o valor médio foi de 417 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 115 e 1.140 mg/L respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.54 que apresenta a série temporal com média móvel de N-NH_4 no efluente do U_5 . Os valores apresentados são muito elevados em comparação com os resultados s exibidos na pesquisa de Luostarinen & Rintala (2007).

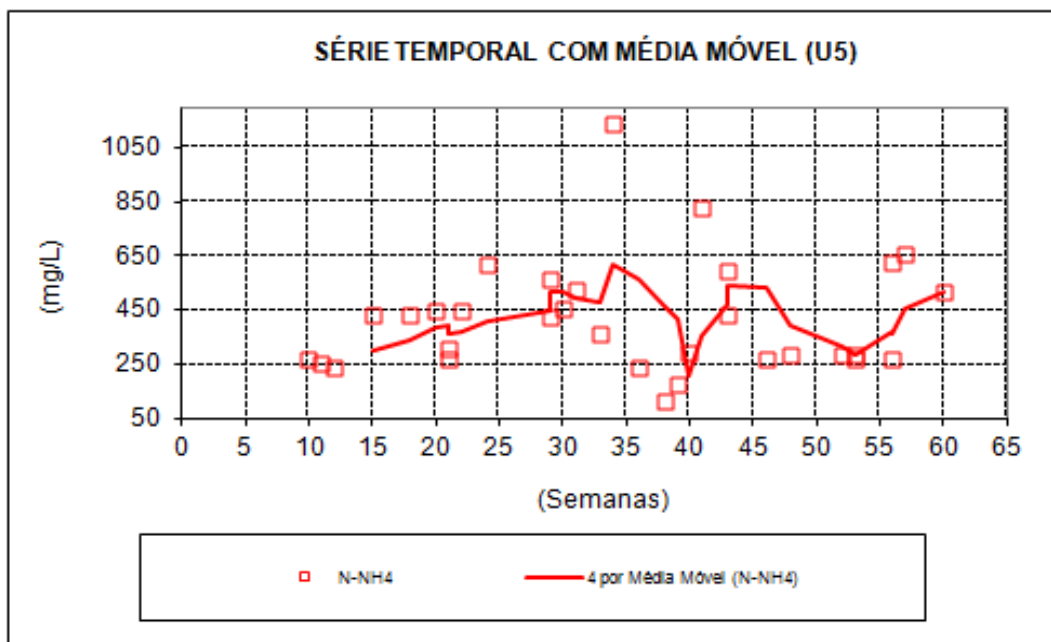


Figura 5.54 - Série temporal do N-NH_4 no U_5 .

Com relação ao P-total, o valor médio foi de 31 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 13 e 60 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.55 que apresenta a série temporal com média móvel do P-total no efluente do U_5 . Os resultados médio e máximo estão acima dos valores médios que Al-Shayah & Mahmoud (2008) citaram em sua pesquisa.

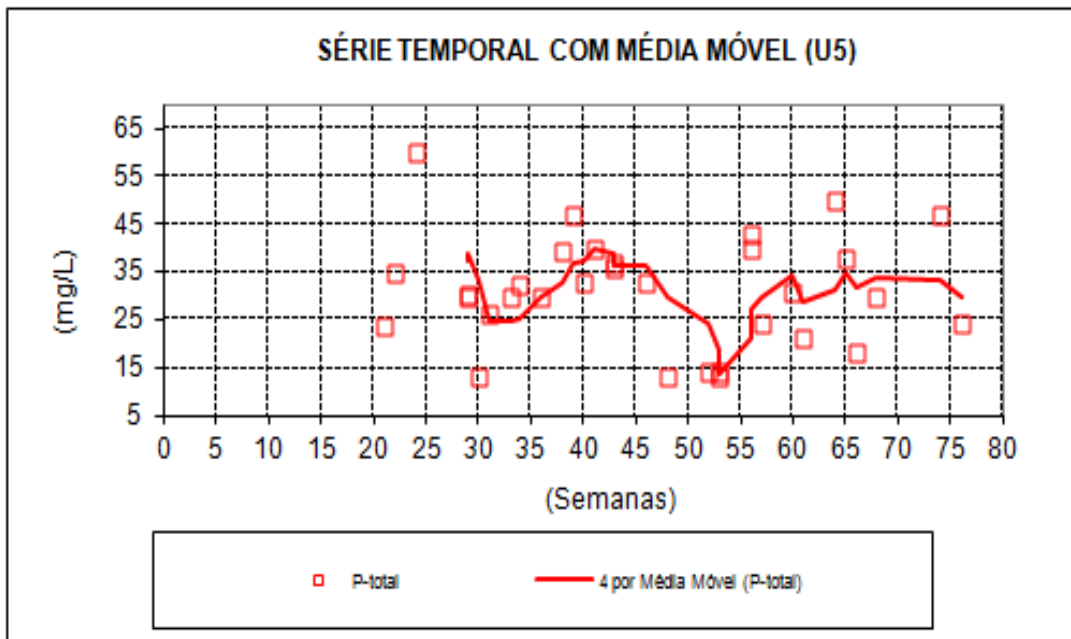


Figura 5.55 - Série temporal do P-total no U₅.

Com relação aos SST, o valor médio foi de 214 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 52 e 765 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.56 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos totais no efluente do U₅. Os valores médio e máximo estão acima dos resultados citados por Moussavi *et al.* (2010) em sua pesquisa.

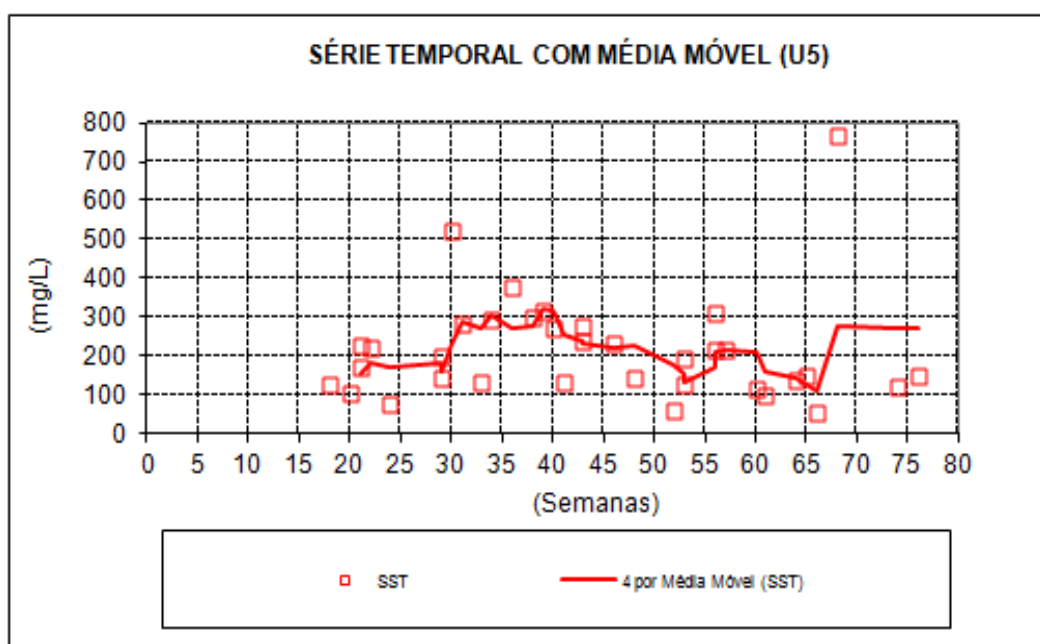


Figura 5.56 - Série temporal dos SST no U₅.

Com relação aos SSV, o valor médio foi de 188 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 30 e 480 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.57 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos voláteis no efluente do U₅. Os valores médio e máximo, também, estão acima dos resultados médios citados por Al-Shayah & Mahmoud (2008) em sua pesquisa científica.

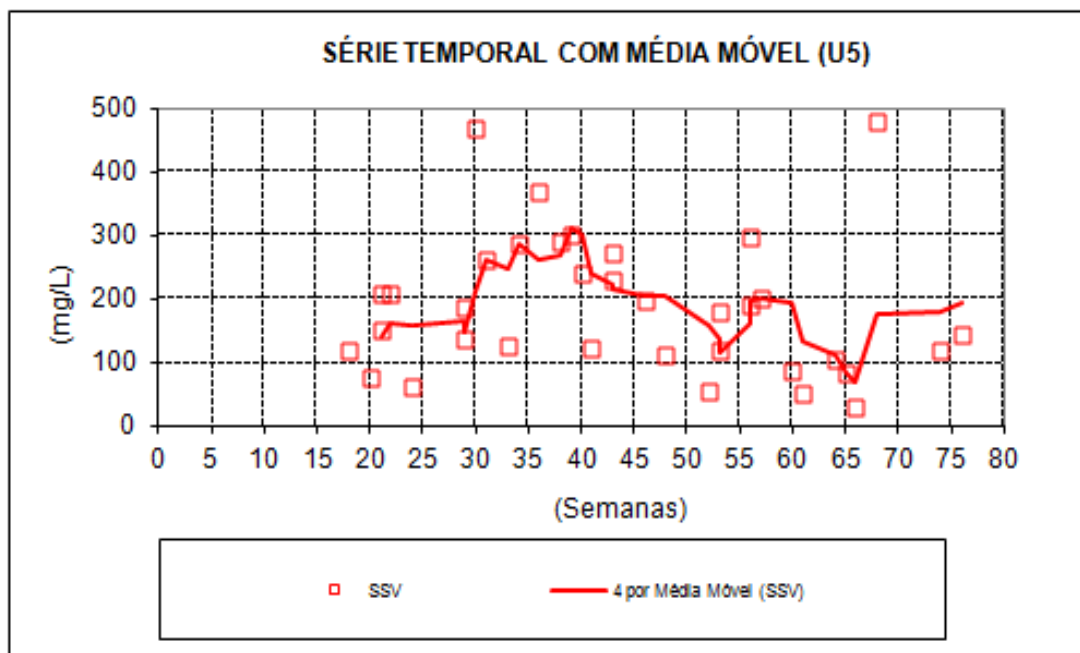


Figura 5.57 - Série temporal dos SSV no U₅.

5.2.6 Desempenho do U₆

Na Tabela 5.15 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₆.

Tabela 5.15 - Estatísticas do efluente do U₆ no desempenho.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES						
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS					
	DQO_t (mg/L)	DQO_f (mg/L)	N-NH₄ (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	P-total (mg/L)
N	43	43	33	35	35	32
Média	557	361	409	138	125	28
Mínimo	148	63	20	27	14	2
Máximo	1.120	925	985	353	290	54
Coef. Var	0,38	0,45	0,52	0,53	0,55	0,40
Mediana	520	338	418	127	121	28
Média geométrica	518	326	332	119	104	25
VARIAÇÃO						
Desvio padrão	212	163	214	73	68	11
Méd - 1 desvpad	345	198	195	65	56	17
Méd + 1 desvpad	769	524	623	210	193	39
PERCENTIS						
10%	353	192	110	61	49	15
25%	417	265	238	88	74	21
50%	520	338	418	127	121	28
75%	629	441	535	170	163	36
90%	782	499	655	236	209	43

Com relação à DQO_t, o valor médio foi de 557 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 148 e 1.120 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.58 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_t no efluente do U₆. Os valores exibidos estão abaixo dos resultados que Graaff *et al.* (2010) apresentaram em sua pesquisa. O estado estacionário, no U₆, foi atingido a partir da 24^a de operação.

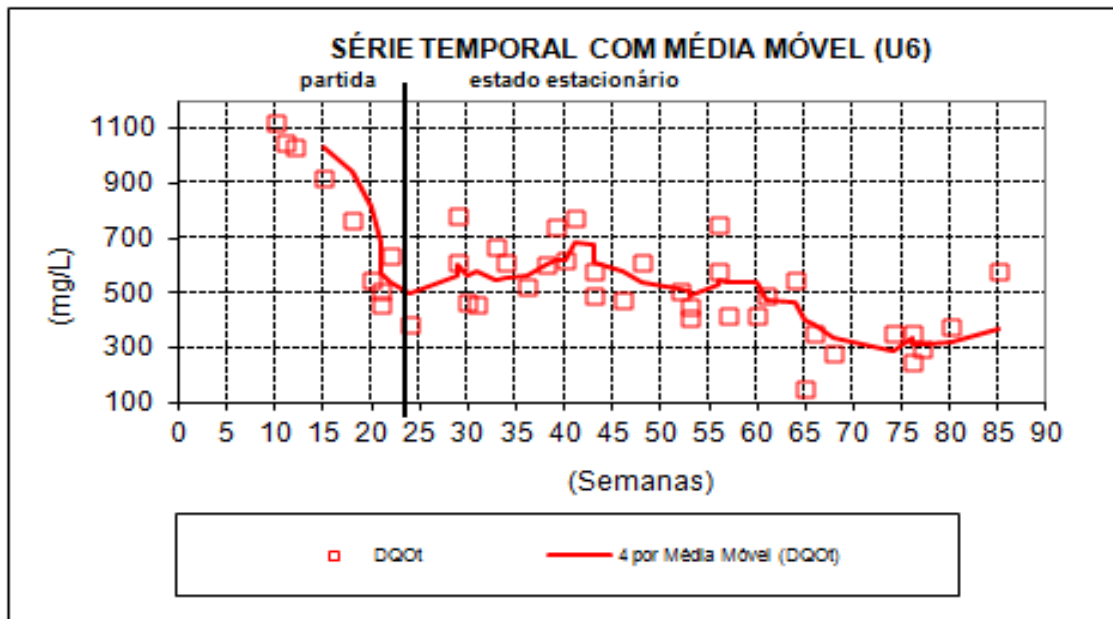


Figura 5.58 - Série temporal da DQO_t no U₆.

Com relação à DQO_f, o valor médio foi de 361 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 63 e 925 mg/L respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.59 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_f no efluente do U₆. Os valores médio e máximo estão mais elevados que os resultados que Luostarinen & Rintala (2007) apresentaram em sua pesquisa. A partir da 24^a semana de operação o U₆ atingiu estado estacionário.

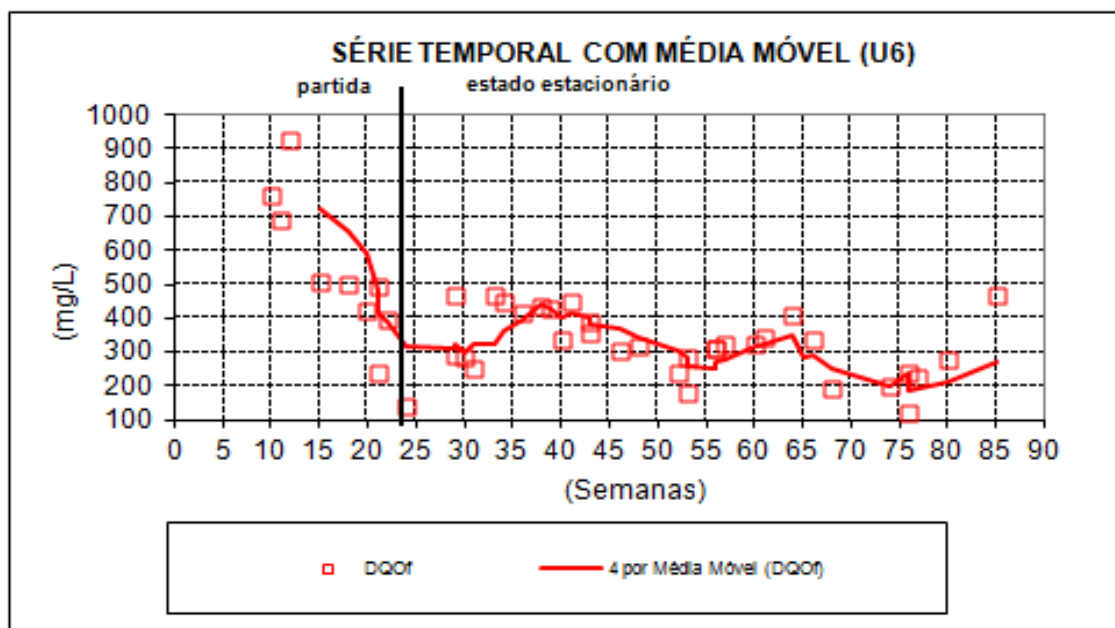


Figura 5.59 - Série temporal da DQO_f no U₆.

Com relação ao N-NH_4 , o valor médio foi de 409 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 20 e 985 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.60 que apresenta a série temporal com média móvel de N-NH_4 no efluente do U_6 . Os valores apresentados são inferiores aos resultados que Graaff *et al.* (2010) apresentaram em sua pesquisa.

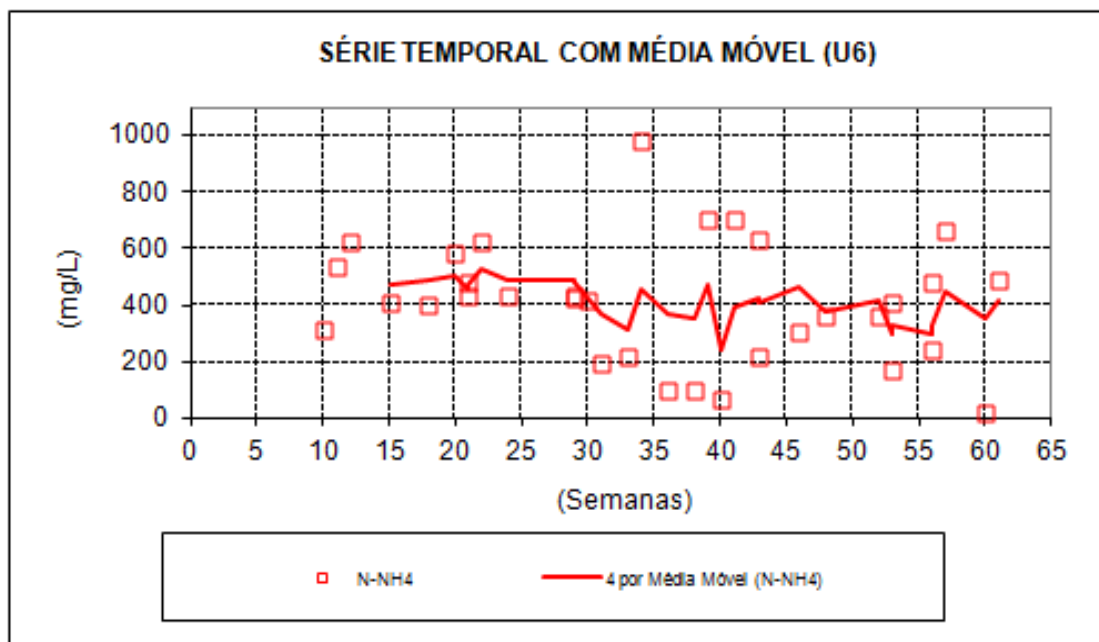


Figura 5.60 - Série temporal do N-NH_4 no U_6 .

Com relação ao P-total, o valor médio foi de 28 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 2 e 54 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.61 que apresenta a série temporal com média móvel do P-total no efluente do U_6 . Os valores médio e máximo estão elevados em comparação com os resultados que Luostarinen & Rintala (2007) demonstraram em sua pesquisa.

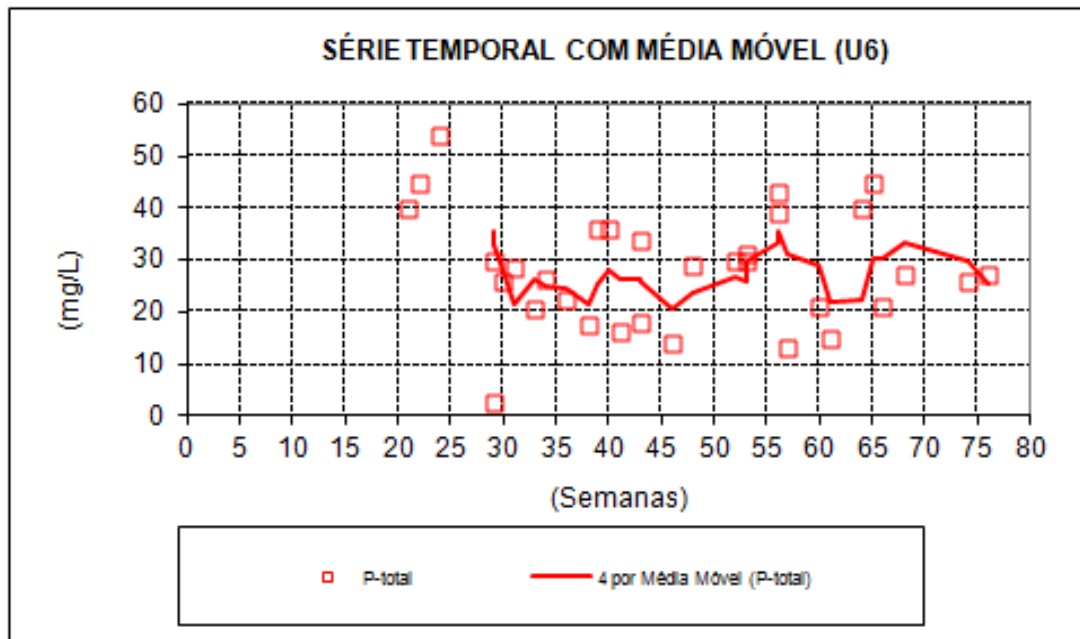


Figura 5.61 - Série temporal do P-total no U₆.

Com relação aos SST, o valor médio foi de 138 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 27 e 353 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.62 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos totais no efluente do U₆. Os valores médio e máximo estão acima dos resultados médios que Coelho *et al.* (2002) apresentaram em suas experiências científicas.

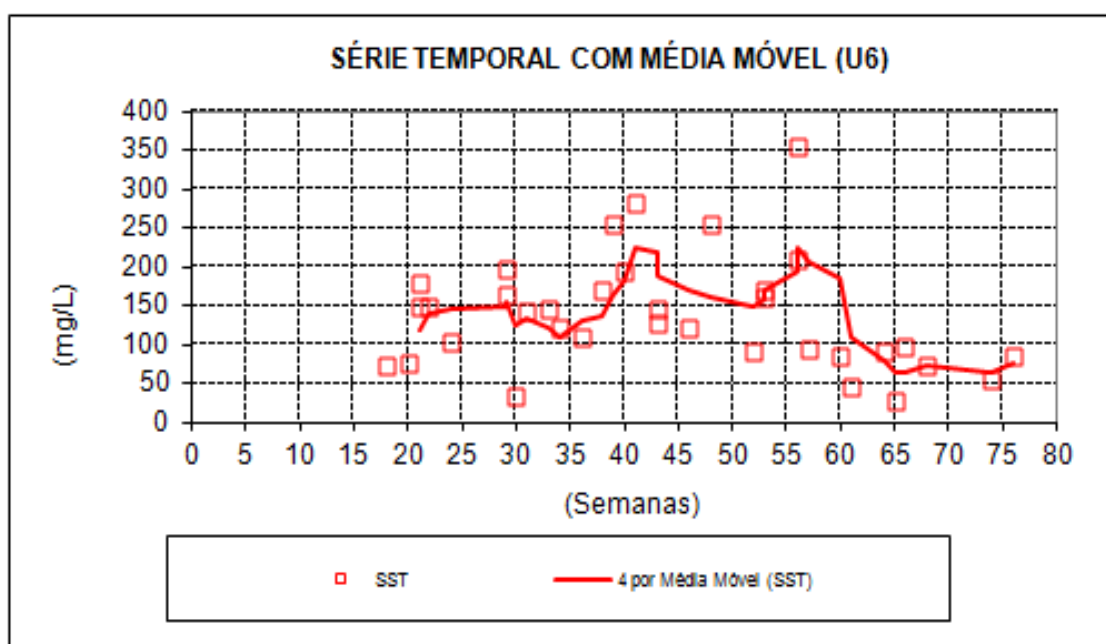


Figura 5.62 - Série temporal dos SST no U₆.

Com relação aos SSV, o valor médio foi de 125 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 14 e 290 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.63 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos voláteis no efluente do U₆. Os valores médio e máximo são superiores aos resultados médios que Coelho *et al.* (2002), Al-Shayah & Mahmoud (2008) e Al-Jamal & Mahmoud (2009) apresentaram em suas pesquisas.

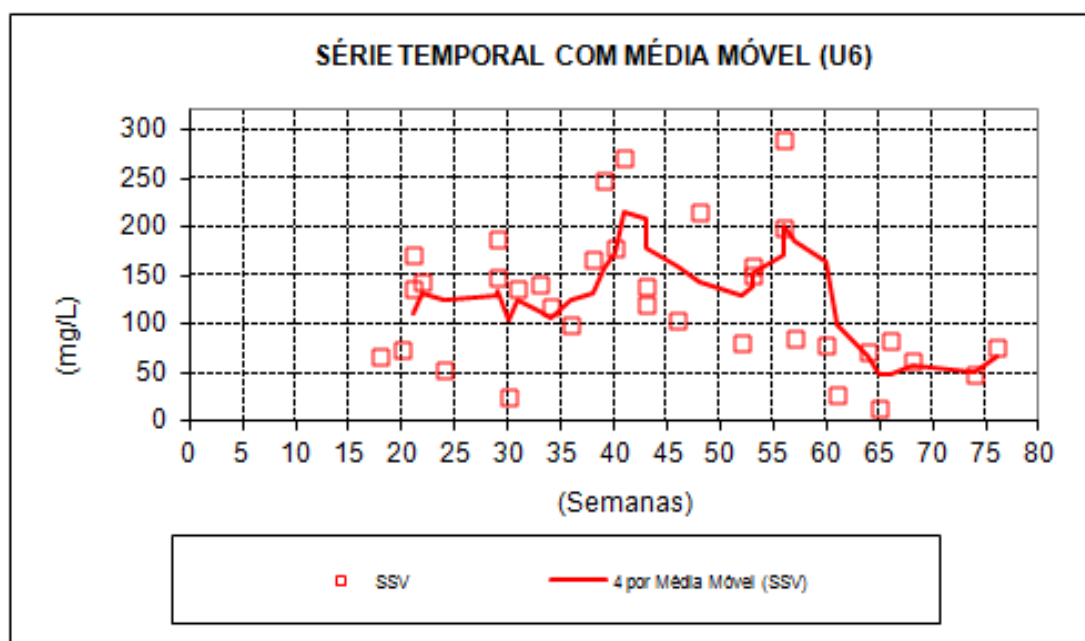


Figura 5.63 - Série temporal dos SSV no U₆.

5.2.7 Desempenho do U₇

Na Tabela 5.16 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₇.

Tabela 5.16 - Estatísticas do efluente do U₇ no desempenho.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES						
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS					
	DQO_t (mg/L)	DQO_f (mg/L)	N-NH₄ (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	P-total (mg/L)
N	43	43	33	35	35	32
Média	814	595	612	246	225	37
Mínimo	461	243	40	83	73	8
Máximo	955	925	1.540	493	440	61
Coef. Var	0,13	0,30	0,61	0,39	0,39	0,36
Mediana	836	585	545	256	221	39
Média geométrica	806	565	497	226	207	34
VARIAÇÃO						
Desvio padrão	109	179	370	96	89	13
Méd - 1 desvpad	705	415	241	149	136	24
Méd + 1 desvpad	923	774	982	342	314	51
PERCENTIS						
10%	670	350	262	119	114	24
25%	757	506	365	171	152	28
50%	836	585	545	256	221	39
75%	894	660	788	316	290	47
90%	929	881	1.222	362	327	54

Com relação à DQO_t, o valor médio foi de 814 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 461 e 955 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.64 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_t no efluente do U₇. Os valores apresentados encontram-se abaixo dos exibidos na pesquisa de Luostarinen *et al.* (2007). O U₇ atingiu estado estacionário a partir da 30^a semana de operação.

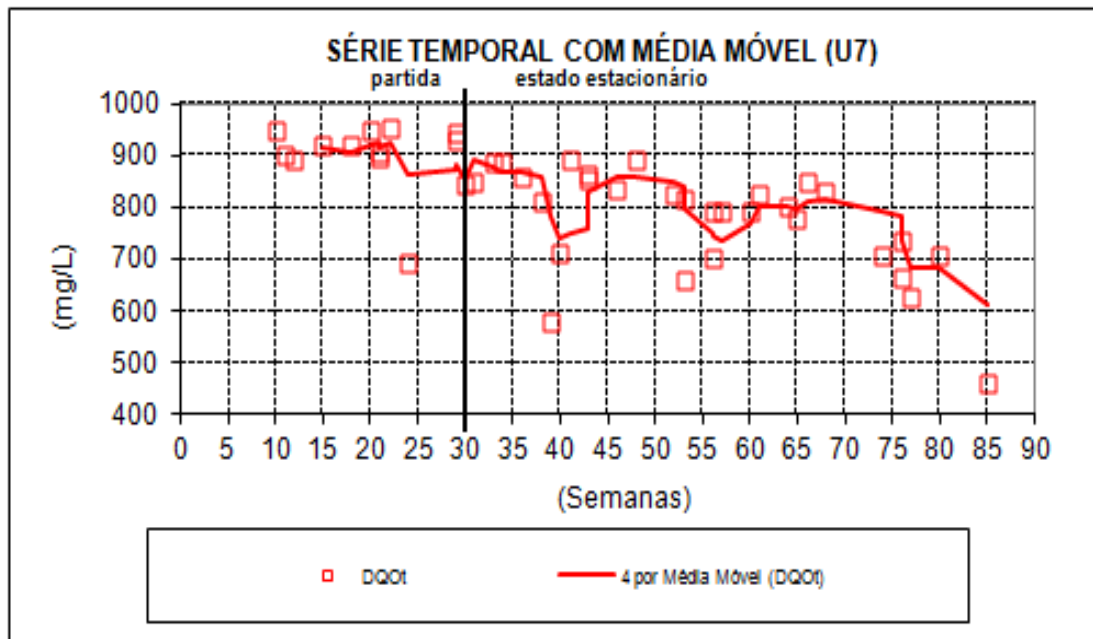


Figura 5.64 - Série temporal da DQO_t no U_7 .

Com relação à DQO_f , o valor médio foi de 595 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 243 e 925 mg/L respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.65 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_f no efluente do U_7 . Os valores apresentados são inferiores aos que Luostarinen *et al.* (2007) apresentaram em seu experimento. A partir da 30ª semana de operação o U_7 atingiu estado estacionário.

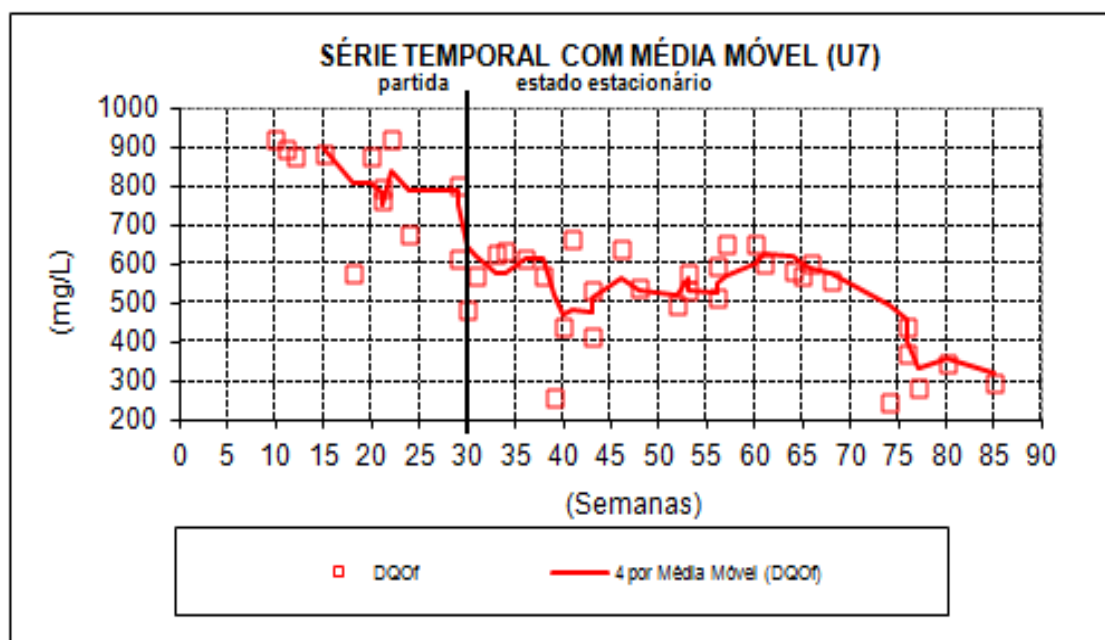


Figura 5.65 - Série temporal da DQO_f no U_7 .

Com relação ao N-NH_4 , o valor médio foi de 612 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 40 e 1.540 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.66 que apresenta a série temporal com média móvel de N-NH_4 no efluente do U_7 . Os resultados apresentados estão abaixo dos valores que Graaff *et al.* (2010) mostraram em sua pesquisa, com exceção do valor máximo.

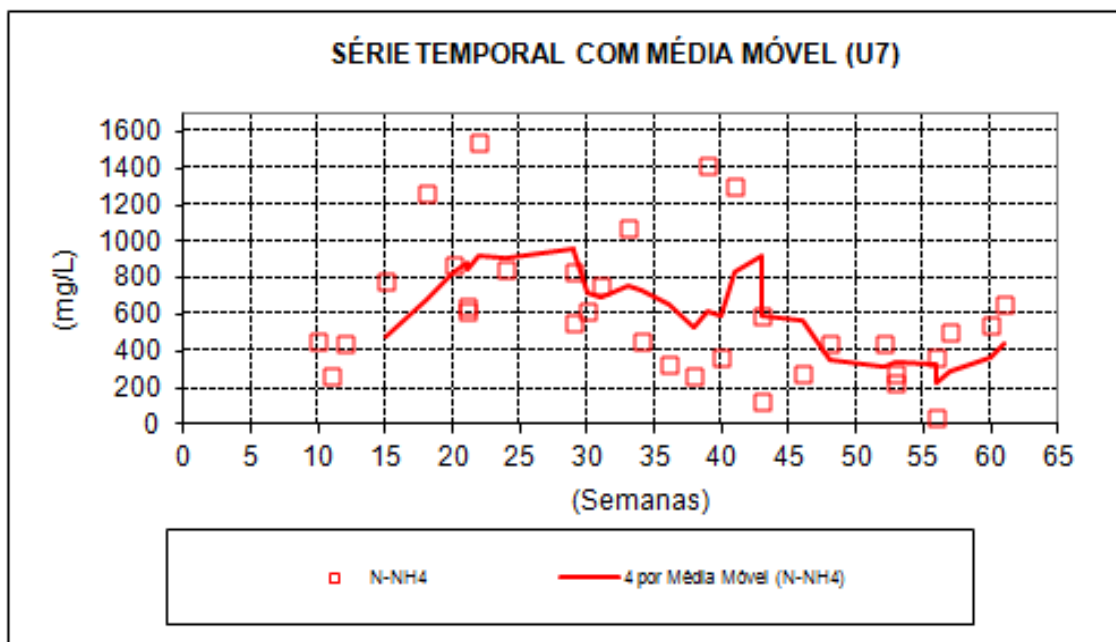


Figura 5.66 - Série temporal do N-NH_4 no U_7 .

Com relação ao P-total, o valor médio foi de 37 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 8 e 61 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.67 que apresenta a série temporal com média móvel do P-total no efluente do U_7 . Os valores médio e máximo estão bem superiores aos resultados apresentados por Luostarinen *et al.* (2007) em seus experimentos.

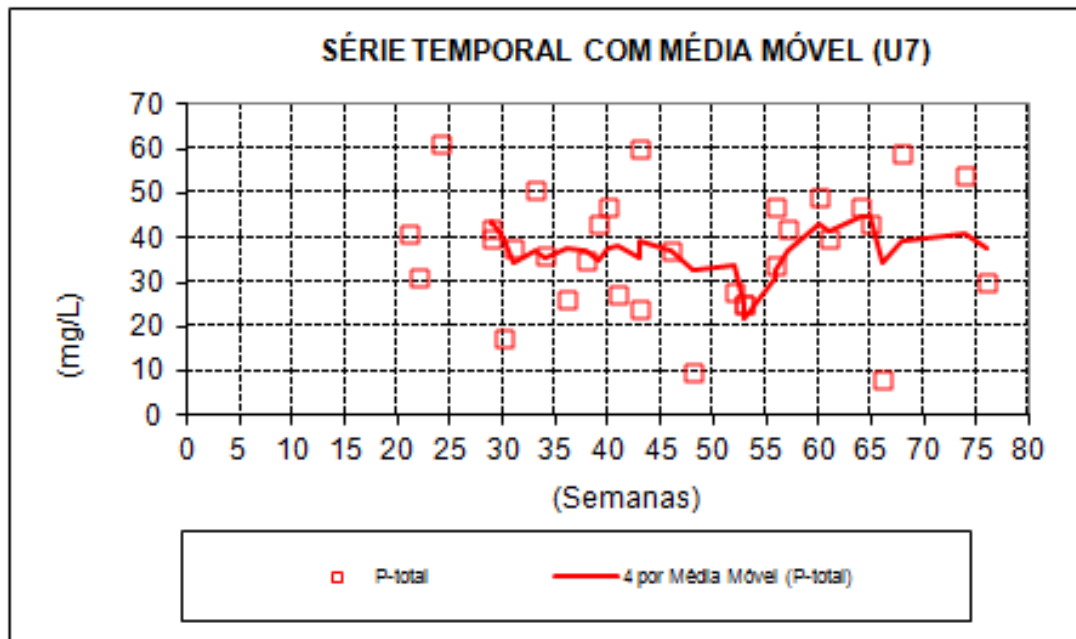


Figura 5.67 - Série temporal do P-total no U₇.

Com relação aos SST, o valor médio foi de 246 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 83 e 493 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.68 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos totais no efluente do U₇. Os valores médio e máximo estão acima dos resultados médios que Coelho *et al.* (2002) apresentaram em seu experimento.

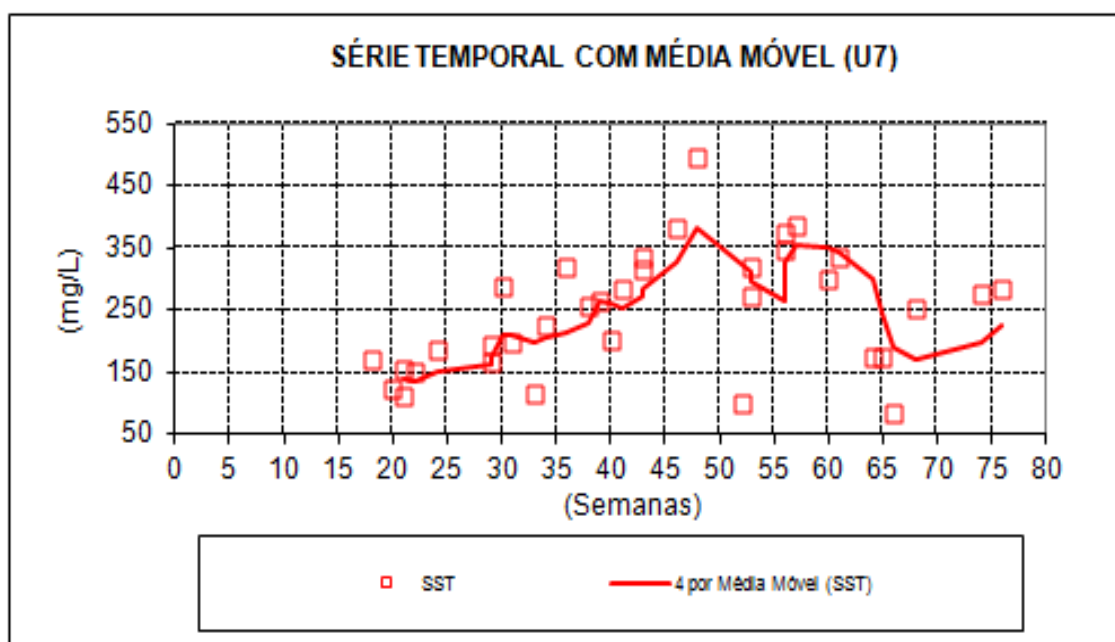


Figura 5.68 - Série temporal dos SST no U₇.

Com relação aos SSV, o valor médio foi de 225 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 73 e 440 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.69 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos voláteis no efluente do U₇. Os valores médio e máximo estão acima dos resultados médios que Al-Shayah & Mahmoud (2008) apresentaram em seu experimento científico.

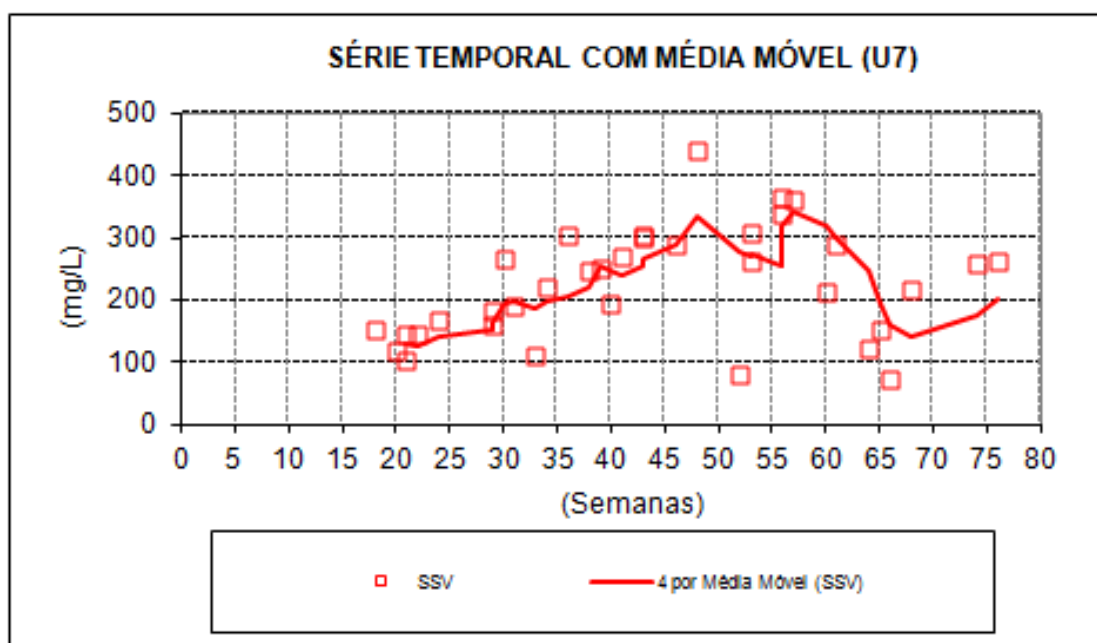


Figura 5.69 - Série temporal dos SSV no U₇.

5.2.8 Desempenho do U₈

A Tabela 5.17 apresenta os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do U₈ para os parâmetros de avaliação do desempenho do reator.

Tabela 5.17 - Estatísticas do efluente do U₈ no desempenho.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES						
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS					
	DQO_t (mg/L)	DQO_f (mg/L)	N-NH₄ (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	P-total (mg/L)
N	43	43	33	35	35	32
Média	648	456	416	203	185	27
Mínimo	222	116	20	18	10	3
Máximo	974	943	1.395	870	845	67
Coef. Var	0,37	0,53	0,82	0,85	0,90	0,51
Mediana	680	400	370	149	132	25
Média geométrica	595	397	281	154	133	23
VARIAÇÃO						
Desvio padrão	242	243	340	173	167	14
Méd - 1 desvpad	407	213	76	31	18	13
Méd + 1 desvpad	890	699	756	376	353	40
PERCENTIS						
10%	333	220	68	63	51	11
25%	396	264	215	98	92	17
50%	680	400	370	149	132	25
75%	876	590	550	233	224	37
90%	916	879	813	357	341	40

Com relação à DQO_t, o valor médio foi de 648 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 222 e 974 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.70 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_t no efluente do U₈. Os valores estão abaixo dos resultados que Luostarinen *et al.* (2007) apresentaram em suas pesquisas. O estado estacionário, no U₈, foi alcançado a partir da 30^a semana de operação.

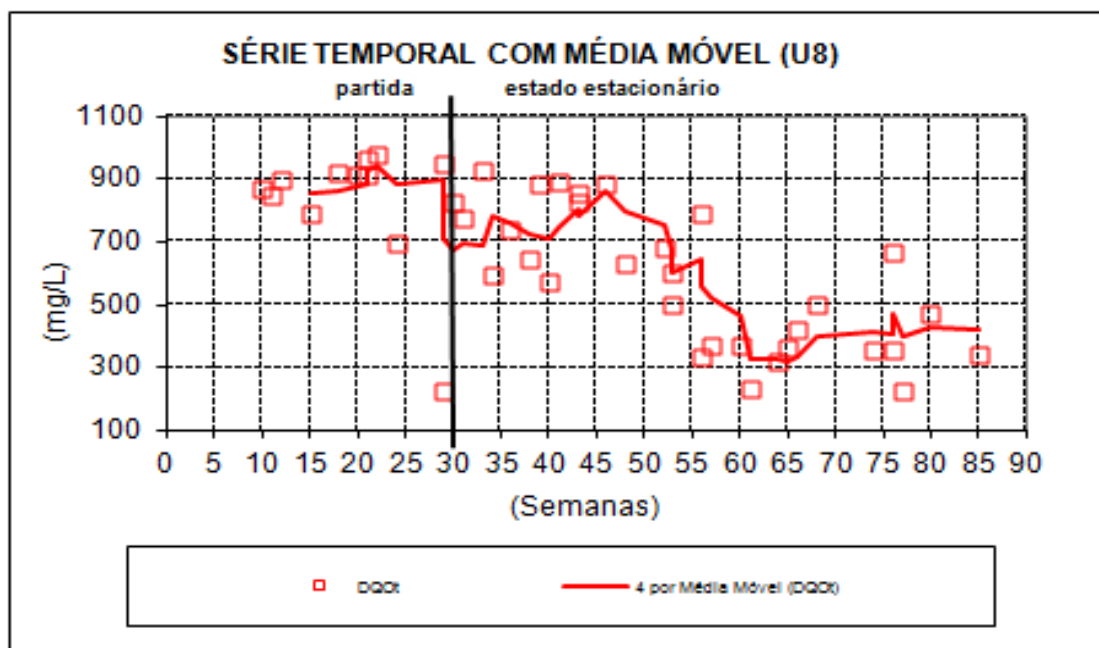


Figura 5.70 - Série temporal da DQO_t no U₈.

Com relação à DQO_f, o valor médio foi de 456 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 116 e 943 mg/L respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.71 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_f no efluente do U₈. Os valores médio e mínimo foram inferiores aos resultados que Graaff *et al.* (2010) apresentaram em suas experiências e o valor máximo foi equivalente com os resultados do autor. O estado estacionário foi alcançado a partir da 30^a semana de operação no U₈.

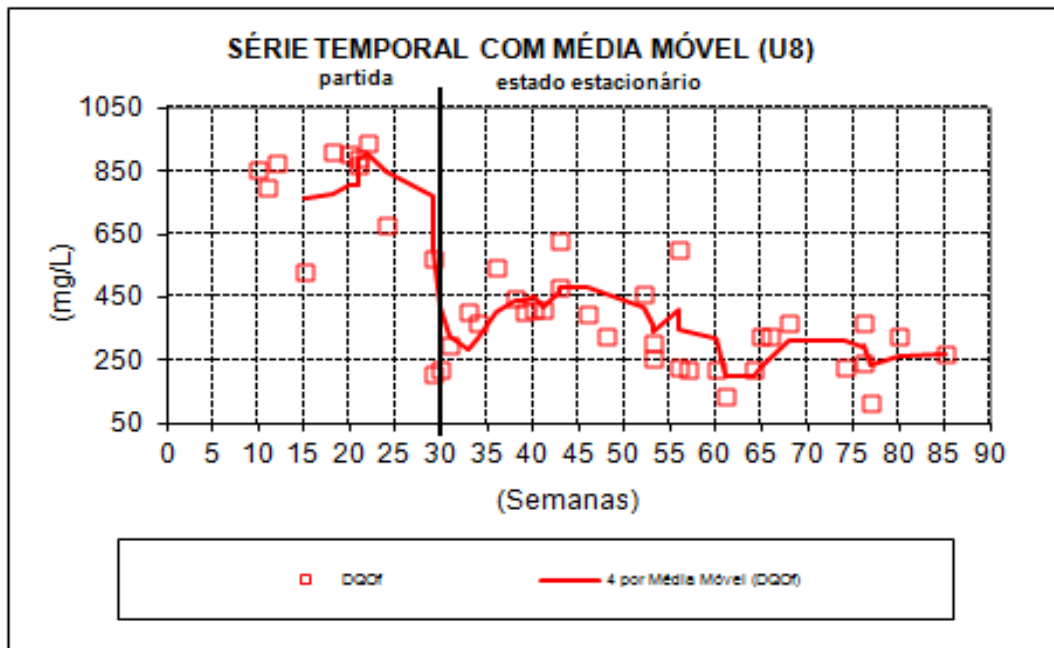


Figura 5.71 - Série temporal da DQO_f no U₈.

Com relação ao N-NH₄, o valor médio foi de 416 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 20 e 1.395 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.72 que apresenta a série temporal com média móvel de N-NH₄ no efluente do U₈. Os resultados médios e máximos são muito superiores aos resultados médios que Al-Jamal & Mahmoud (2009) apresentaram em sua pesquisa.

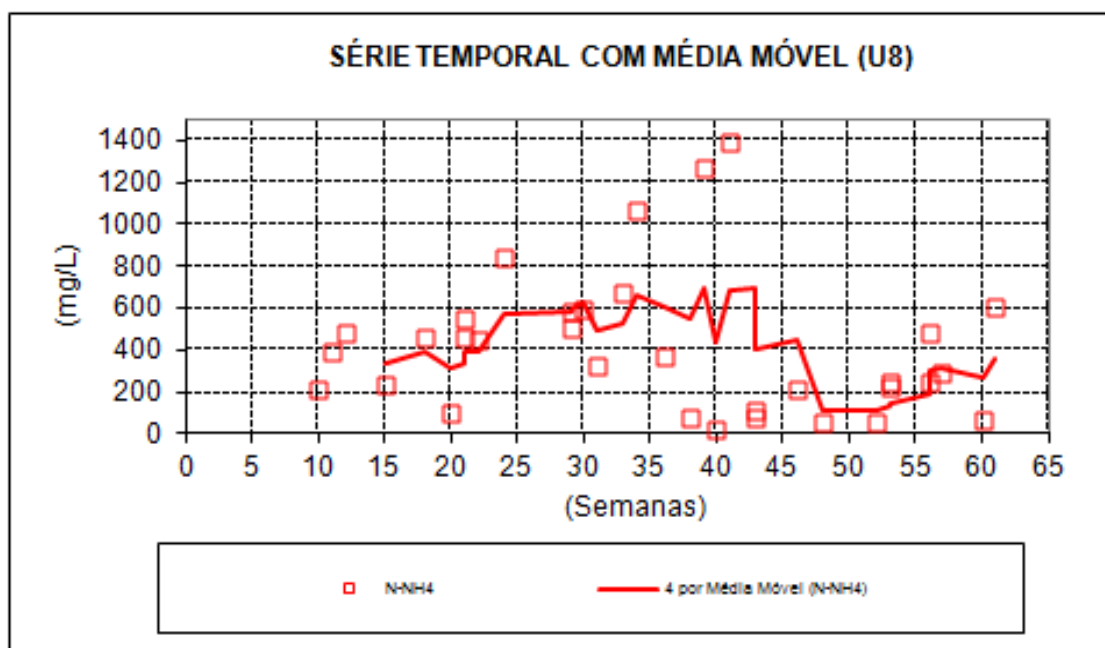


Figura 5.72 - Série temporal do N-NH₄ no U₈.

Com relação ao P-total, o valor médio foi de 27 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 3 e 67 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.73 que apresenta a série temporal com média móvel do P-total no efluente do U8. Os resultados médio e máximo estão acima dos resultados médios que Al-Shayah & Mahmoud (2008) e Al-Jamal & Mahmoud (2009) apresentaram em suas experiências.

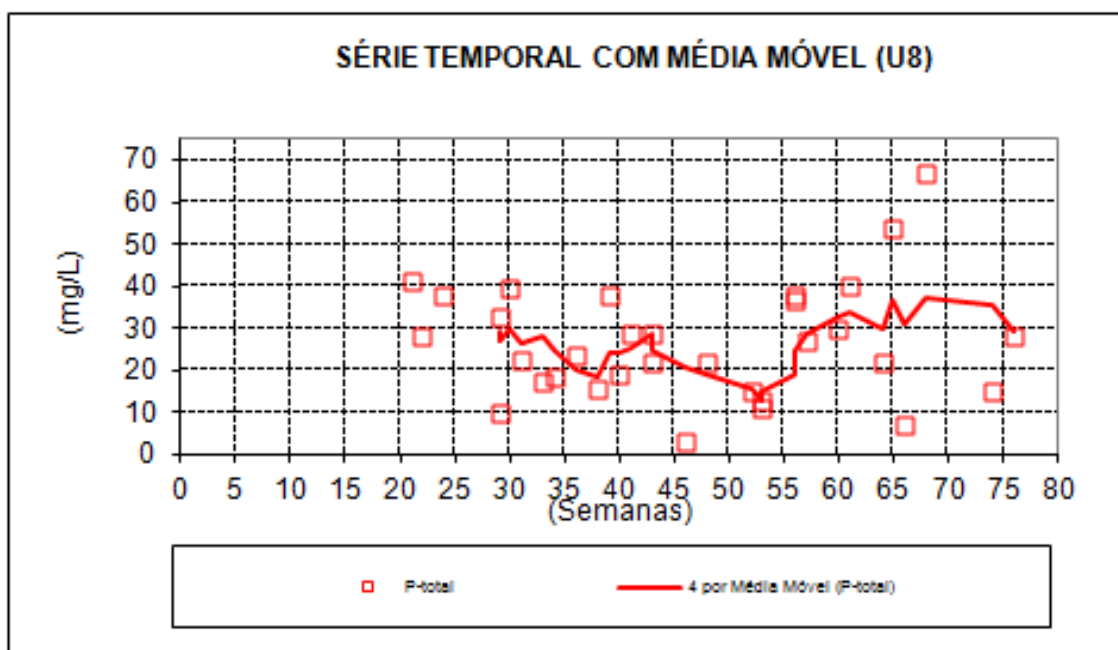


Figura 5.73 - Série temporal do P-total no U₈.

Com relação aos SST, o valor médio foi de 203 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 18 e 870 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.74 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos totais no efluente do U8. Os resultados médio e máximo estão acima dos valores médios que Coelho *et al.* (2002) apresentaram em seu trabalho de pesquisa.

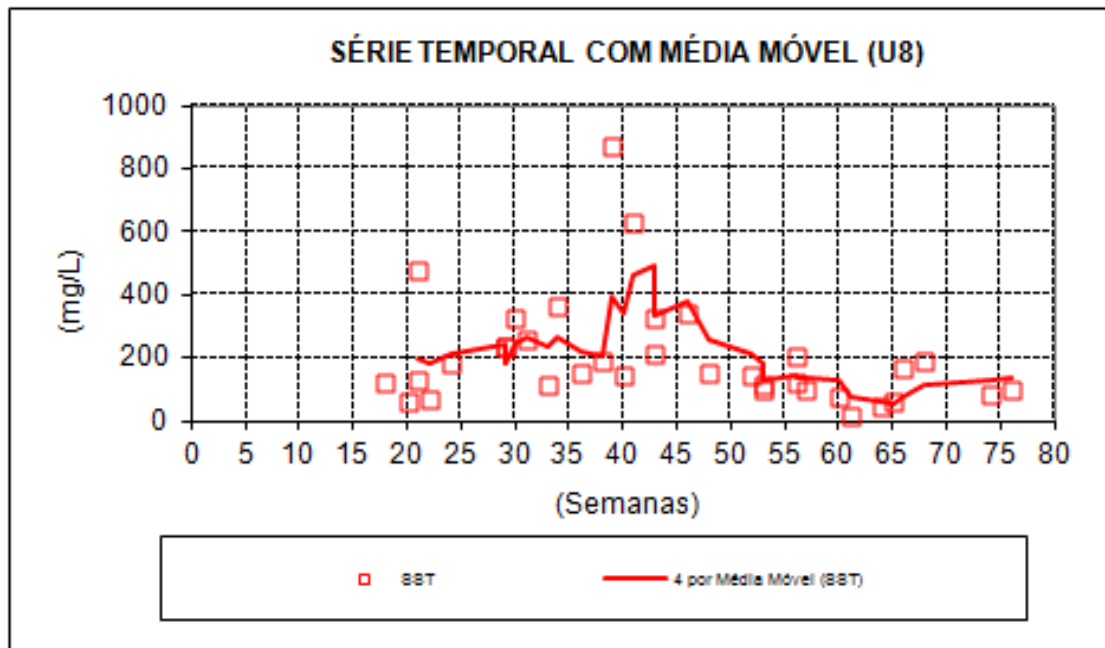


Figura 5.74 - Série temporal dos SST no U₈.

Com relação aos SSV, o valor médio foi de 185 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 10 e 845 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.75 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos voláteis no efluente do U8. Os resultados médio e máximo estão acima dos valores médios que Al-Jamal & Mahmoud (2009) apresentaram em seu trabalho.

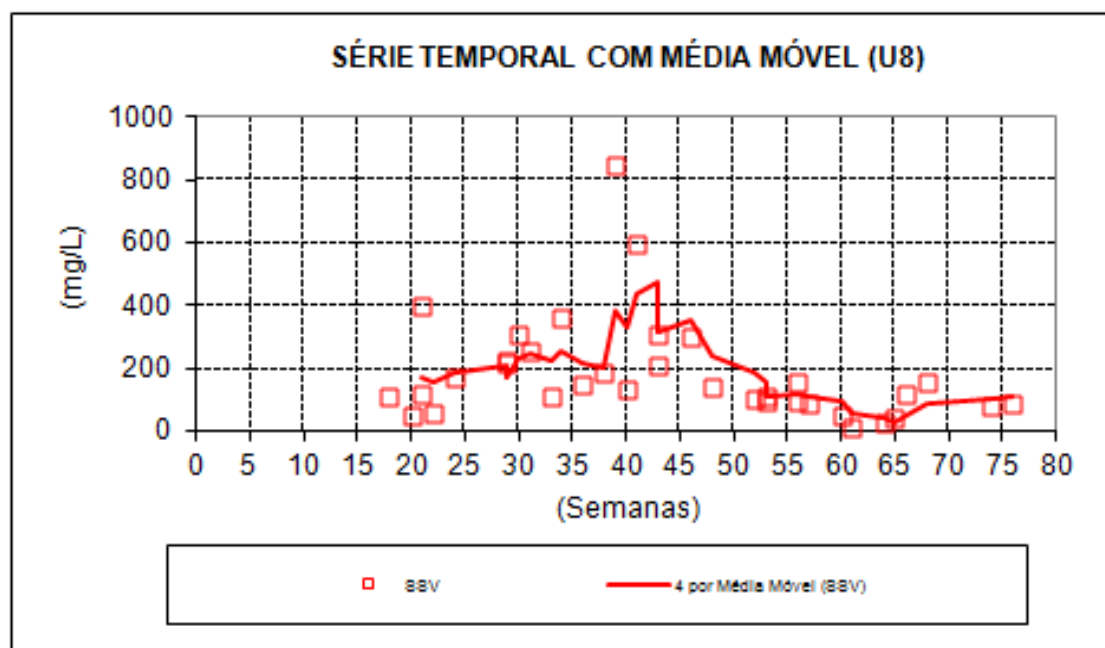


Figura 5.75 - Série temporal dos SSV no U₈.

5.2.9 Desempenho do TS

Na Tabela 5.18 são apresentados os resultados dos números de determinações (N) e os valores da estatística descritiva das concentrações obtidas na caracterização do efluente do TS.

Tabela 5.18 - Estatísticas do efluente do TS no desempenho.

ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DAS CONCENTRAÇÕES						
ESTATÍSTICA	PARÂMETROS					
	DQO_t (mg/L)	DQO_f (mg/L)	N-NH₄ (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	P-total (mg/L)
N	39	39	29	32	28	33
Média	504	356	426	125	74	34
Mínimo	130	15	17	6	4	1
Máximo	993	926	1.425	715	169	98
Coef. Var	0,4	0,5	0,66	1,27	0,54	0,56
Mediana	458	350	440	85	75	31
Média geométrica	464	304	330	83	59	29
VARIAÇÃO						
Desvio padrão	200	176	281	158	40	19
Méd - 1 desvpad	304	180	146	-33	34	15
Méd + 1 desvpad	704	533	707	283	114	52
PERCENTIS						
10%	311	175	136	43	22	20
25%	381	278	215	68	52	23
50%	458	350	440	85	75	31
75%	606	404	562	113	86	36
90%	756	503	645	176	118	47

Com relação à DQO_t, o valor médio foi de 504 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 130 e 993 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.76 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_t no efluente do TS. Os resultados médio e máximo estão acima dos valores médios apresentados por Coelho *et al.* (2002) em sua pesquisa. O TS atingiu estado estacionário a partir da 36ª semana de operação.

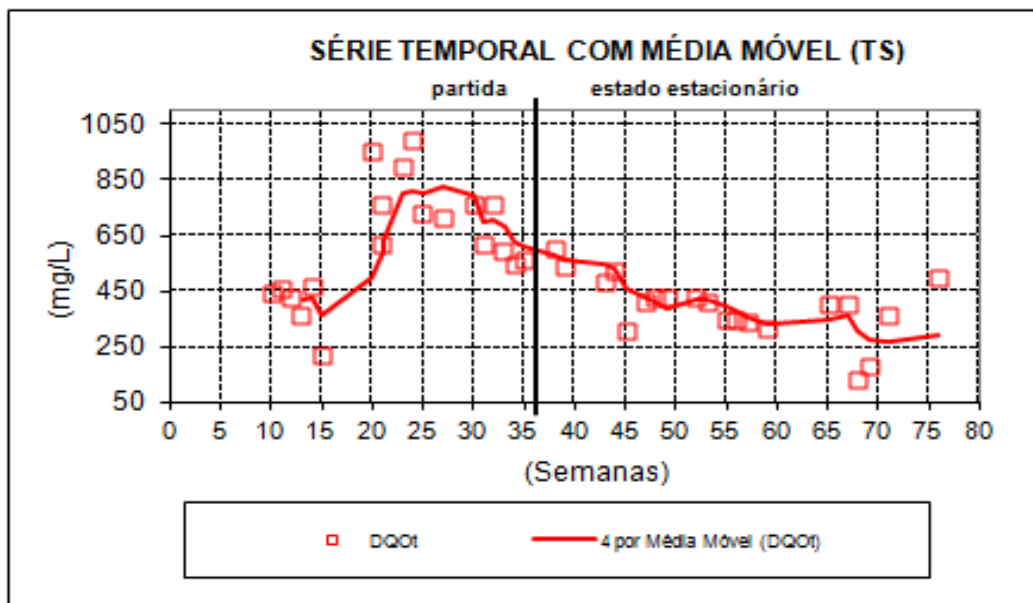


Figura 5.76 - Série temporal da DQO_t no TS.

Com relação à DQO_f , o valor médio foi de 356 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 15 e 926 mg/L respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.77 que apresenta a série temporal com média móvel da DQO_f no efluente do TS. Os resultados médio e máximo estão bem acima dos valores apresentados por Luostarinen & Rintala (2007) em sua experiência. O estado estacionário do TS se deu a partir da 36ª semana de operação.

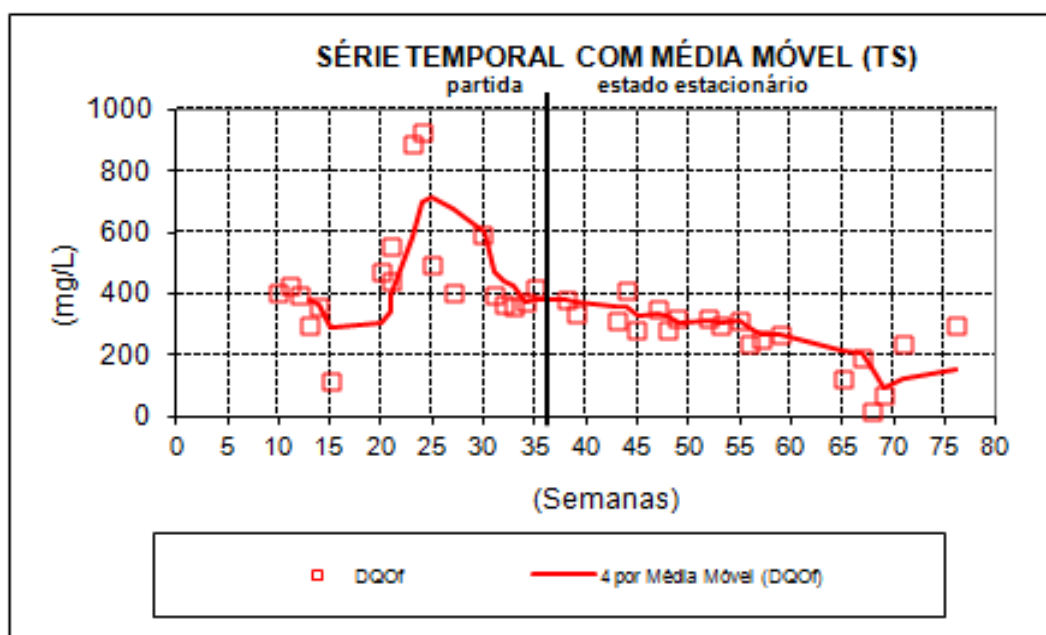


Figura 5.77 - Série temporal da DQO_f no TS.

Com relação ao N-NH_4 , o valor médio foi de 426 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 17 e 1.425 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.78 que apresenta a série temporal com média móvel de N-NH_4 no efluente do TS. Os valores médio e máximo são muito superiores aos resultados médios que Al-Jamal & Mahmoud (2009) apresentaram em suas pesquisas científicas.

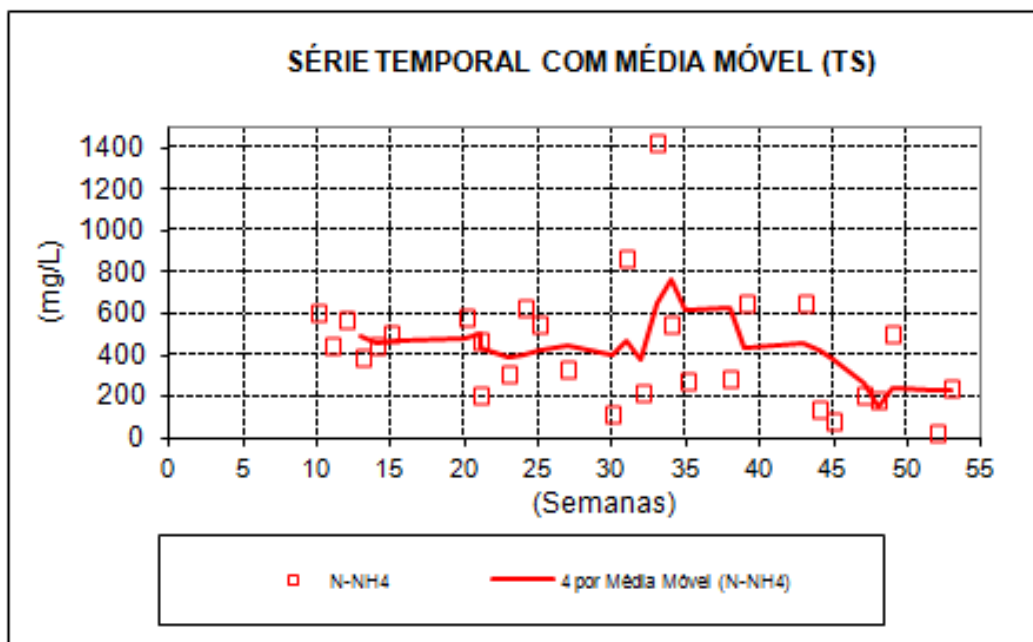


Figura 5.78 - Série temporal do N-NH_4 no TS.

Com relação ao P-total, o valor médio foi de 34 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 1 e 98 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.79 que apresenta a série temporal com média móvel do P-total no efluente do TS. Os resultados médio e máximo estão elevados quando comparados aos valores que Luostarinen & Rintala (2007) apresentaram em sua pesquisa.

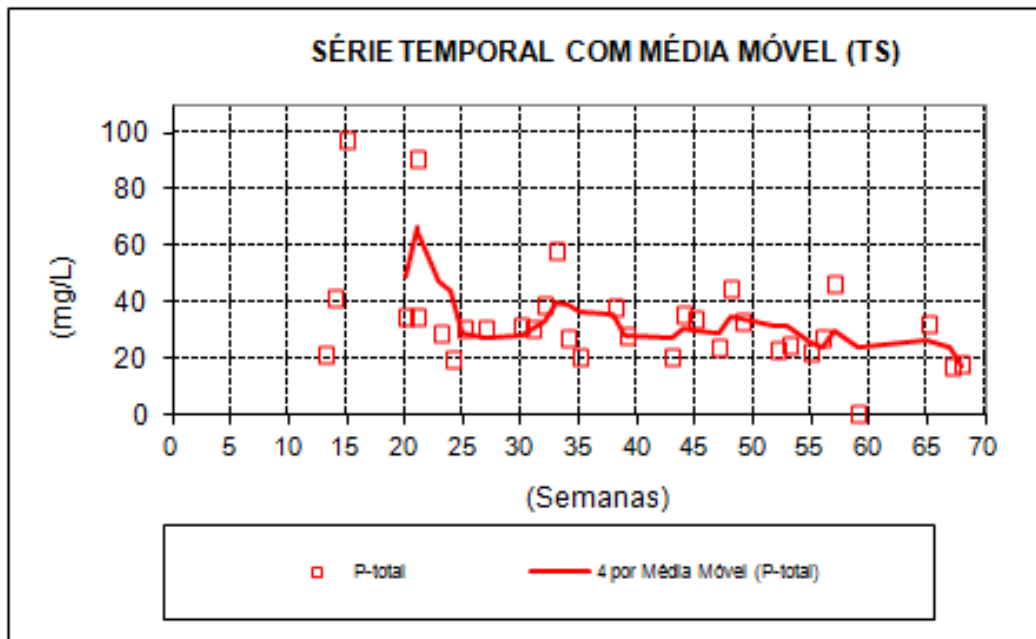


Figura 5.79 - Série temporal do P-total no TS.

Com relação aos SST, o valor médio foi de 125 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 6 e 715 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.80 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos totais no efluente do TS. Os valores médio e máximo estão bem acima dos valores médios que Moussavi *et al.* (2010) apresentaram em seus estudos científicos.

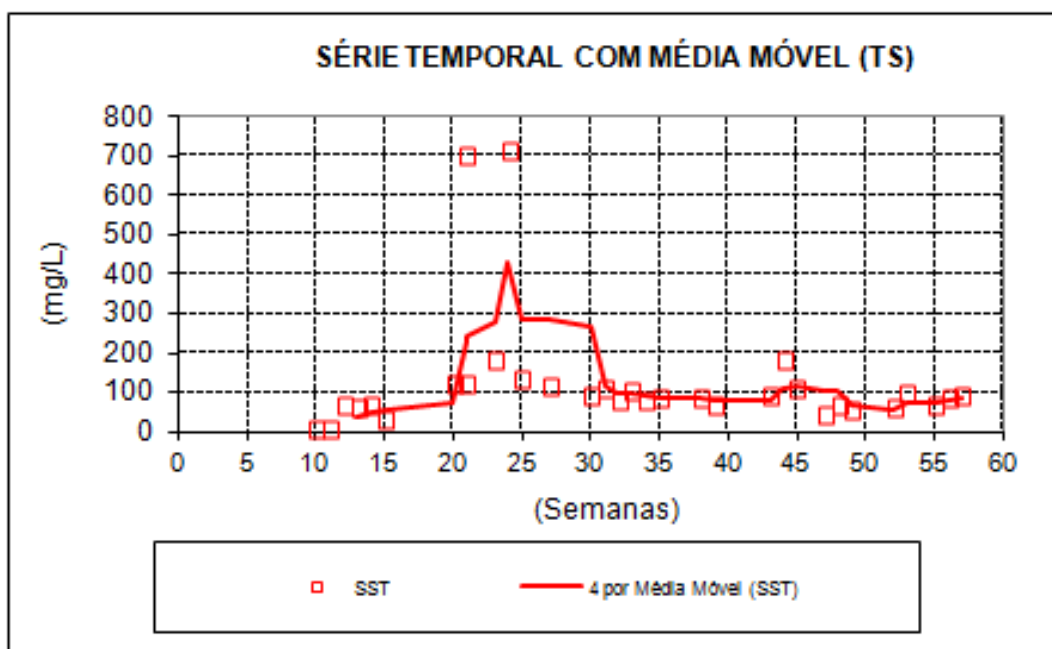


Figura 5.80 - Série temporal dos SST no TS.

Com relação aos SSV, o valor médio foi de 74 mg/L, o valor mínimo e máximo para esse parâmetro foi de 4 e 169 mg/L, respectivamente, como pode ser observado na Figura 5.81 que apresenta a série temporal com média móvel de sólidos suspensos voláteis no efluente do TS. Os valores médio e mínimo estão acima dos valores médios citados por Coelho *et al.* (2002) em seu experimento.

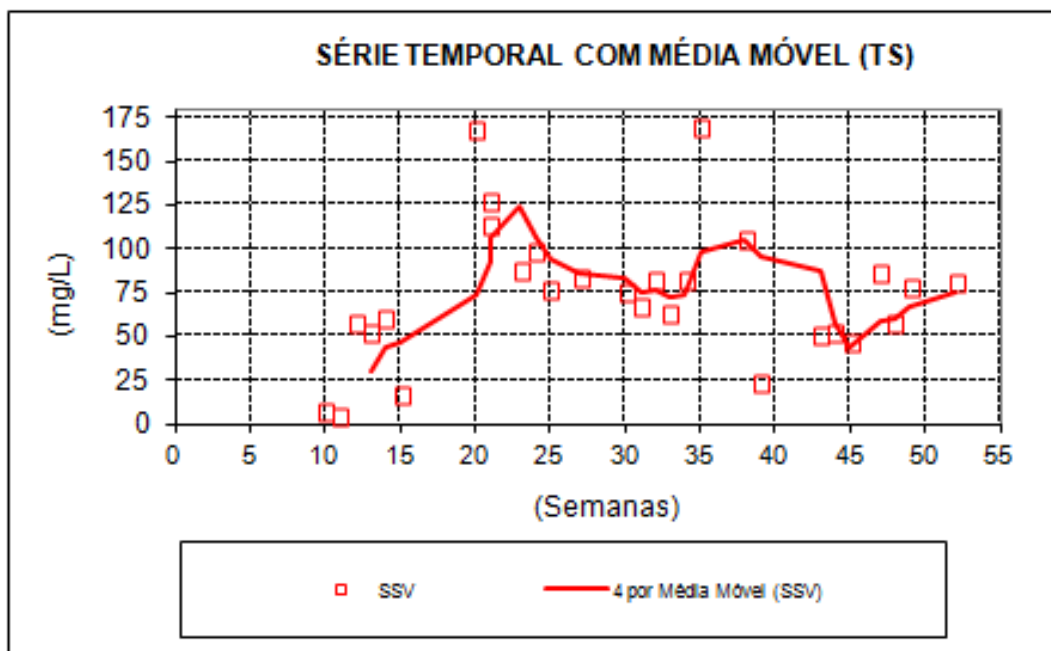


Figura 5.81 - Série temporal dos SSV no TS.

5.3 ATENDIMENTO AOS PADRÕES OU METAS

Efluentes provenientes de qualquer fonte poluidora só podem ser lançados em corpos de água, após o devido tratamento e desde que a qualidade obtida do efluente final atenda às exigências legais impostas em cada país. No caso do Brasil, à Resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água receptores, e dá outras providências.

Foi realizada no efluente dos UASB e TS a análise de atendimento aos padrões estabelecidos pela legislação em vigor. Assim, foram estabelecidas metas para as características qualitativas dos efluentes de cada

reator. Quando o parâmetro (ou variável) era definido na Resolução 430 do CONAMA, a meta estabelecida ficou em acordo com este documento. Quando não, a meta foi estabelecida de acordo com valores considerados aceitáveis pela literatura. Ainda para uma melhor interpretação, os resultados obtidos também foram comparados com os valores de autores que trabalharam com esgoto negro.

Na Tabela 5.19 são apresentados os valores limites para lançamento de efluentes segundo CONAMA 430/2011, os encontrados para esgoto negro por alguns autores, assim como, as metas estabelecidas para os parâmetros analisados na pesquisa.

Tabela 5.19 - Valores limites segundo CONAMA 430/2011, valores da literatura e metas.

PARÂMETRO	CONAMA 430/2011	Luostarinen & Rintala (2007)	Luostarinen <i>et al.</i> (2007)	Al-Shayah & Mahmood (2008)	Al-Jamal & Mahmoud (2009)	Moussavi <i>et al.</i> (2010)	Graaff <i>et al.</i> (2010)	Metas
pH	6 a 9	-	-	7,31	7,47	-	7,4	6-9
DQO _t (mg/L)	-	221	2.733	350	408	58	1.200	170
DQO _f (mg/L)	-	129	980	342	248	-	900	90
AT (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	500
N-NH ₄ (mg/L)	20	20	-	57	36	-	1.000	20
SST (mg/L)	-	-	-	113	73	55	-	40
SSV (mg/L)	-	-	-	98	59	-	-	25
P-total (mg/L)	0,03-0,05	5,4	-	13,53	10,25	-	94	1
Sulfeto (mg/L)	1	-	-	-	-	-	-	1

(-) sem valor.

5.3.1 No reator U₁

A Figura 5.82, apresenta a porcentagem de atendimento por parâmetro no U₁, observamos que o pH e H₂S apresentaram excelentes resultados de atendimento (100%) aos padrões e/ou metas com valores e concentração média de 8,3 e 0,22 mg/L, respectivamente, estando em concordância com os padrões e metas estabelecidas, assim como também coerentes com os valores literários. Os valores de concentração médios de DQO_t, DQO_f, AT, N-NH₄, SST, SSV e P-total foram superiores aos preconizados pelos padrões e metas, alguns chegando a 0% (DQO_f, N-NH₄ e P-total) ou baixo percentual de atendimento. Seus valores médios foram de 575, 461, 1.066, 464, 88, 76 e 26 mg/L, respectivamente, e ficaram em sua maior parte coerentes, ou ainda na pior das situações, próximos dos apresentados na literatura.

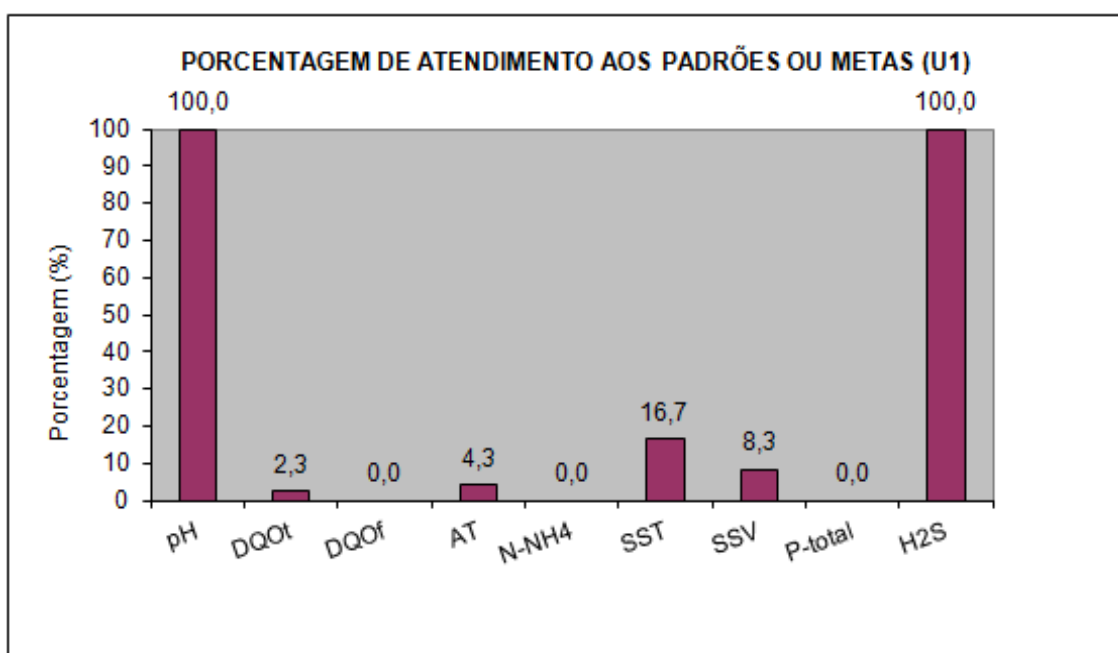


Figura 5.82 - Percentual de atendimento no U₁.

5.3.2 No reator U₂

Na Figura 5.83, que exhibe a porcentagem de atendimento por parâmetro no U₂, observa-se que o pH e H₂S apresentaram resultados ótimos de atendimento aos padrões e/ou metas com médias de 7,5 e 0,24 mg/L,

respectivamente, estando estes de acordo com os padrões, literatura e metas estabelecidas. As concentrações médias de DQO_t , DQO_f , AT, $N-NH_4$, SST, SSV e P-total foram superiores aos recomendados pelos padrões do CONAMA 430/2011 e as metas, alguns chegando a 0% (DQO_f , $N-NH_4$ e P-total) ou baixa porcentagem de atendimento. As concentrações médias encontradas foram de 366, 250, 636, 266, 72, 64 e 15 mg/L, respectivamente. Porém esses resultados foram, na pior das hipóteses, próximos aos citados na literatura.

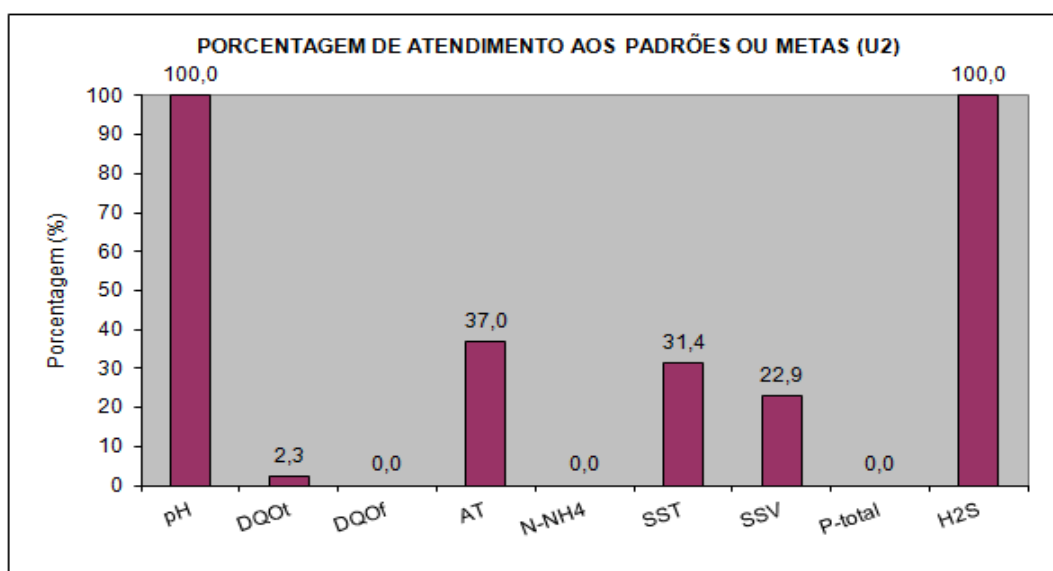


Figura 5.83 - Percentual de atendimento no U_2 .

5.3.3 No reator U_3

A Figura 5.84, apresenta os valores percentuais de atendimento por parâmetro no U_3 . O pH e H_2S apresentaram ótimos resultados de atendimento aos padrões e/ou metas com valor e concentração média de 7,3 e 0,22 mg/L, respectivamente, estando coerentes com os padrões, literatura e metas estabelecidas. Os resultados de concentração médios de DQO_t , DQO_f , AT, $N-NH_4$, SST, SSV e P-total foram superiores aos estabelecidos pelos padrões e metas, alguns chegando a 0% de atendimento, seus valores médios foram de 580, 332, 710, 269, 134, 121 e 19 mg/L, respectivamente. Em contra partida esses resultados ficaram próximos ou inferiores aos apresentados na literatura.

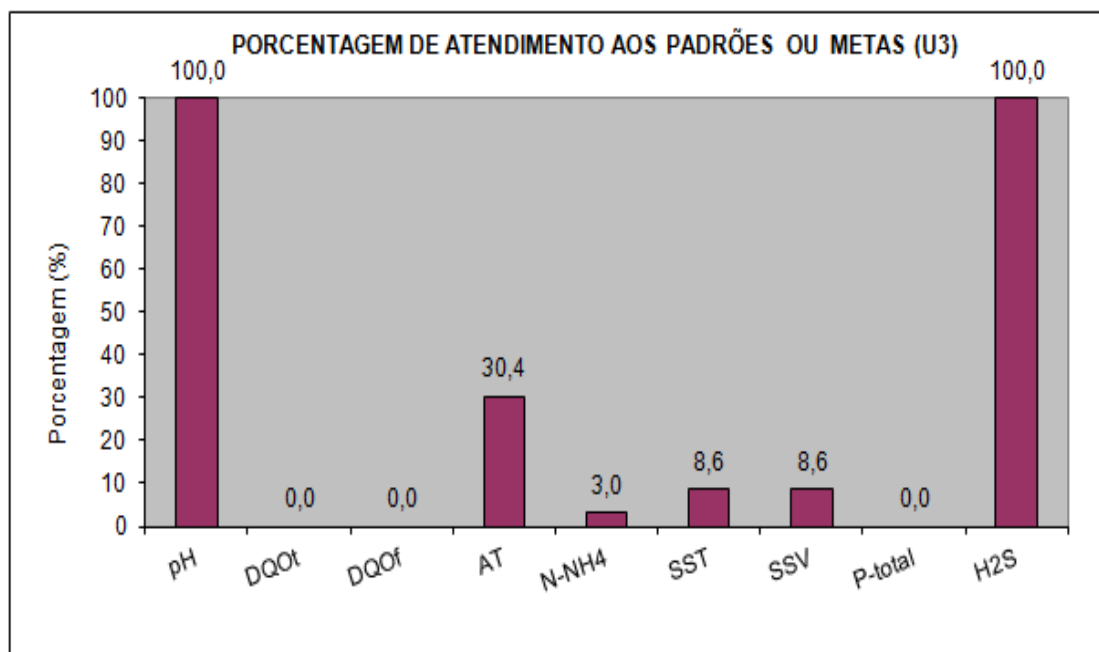


Figura 5.84 - Percentual de atendimento no U₃.

5.3.4 No reator U₄

Na Figura 5.85, que expõe a porcentagem de atendimento por parâmetro no U₄, verifica-se que o pH e H₂S apresentaram excelentes resultados de atendimento aos padrões e/ou metas com médias de 7,2 e 0,25 mg/L respectivamente, ficando desse modo, equivalentes aos padrões, literatura e metas estabelecidas. Os resultados médios de DQO_t, DQO_f, AT, N-NH₄, SST, SSV e P-total foram superiores aos estabelecidos pelos padrões, literatura e metas, com exceção da AT e SST, a maioria chegou a 0% de atendimento, com resultados médios de 793, 584, 1.141, 538, 333, 307 e 37 mg/L, respectivamente. Mesmo assim, pode-se considerar que os resultados estiveram coerentes com os apresentados na literatura, por serem próximos ou menores que os da literatura.

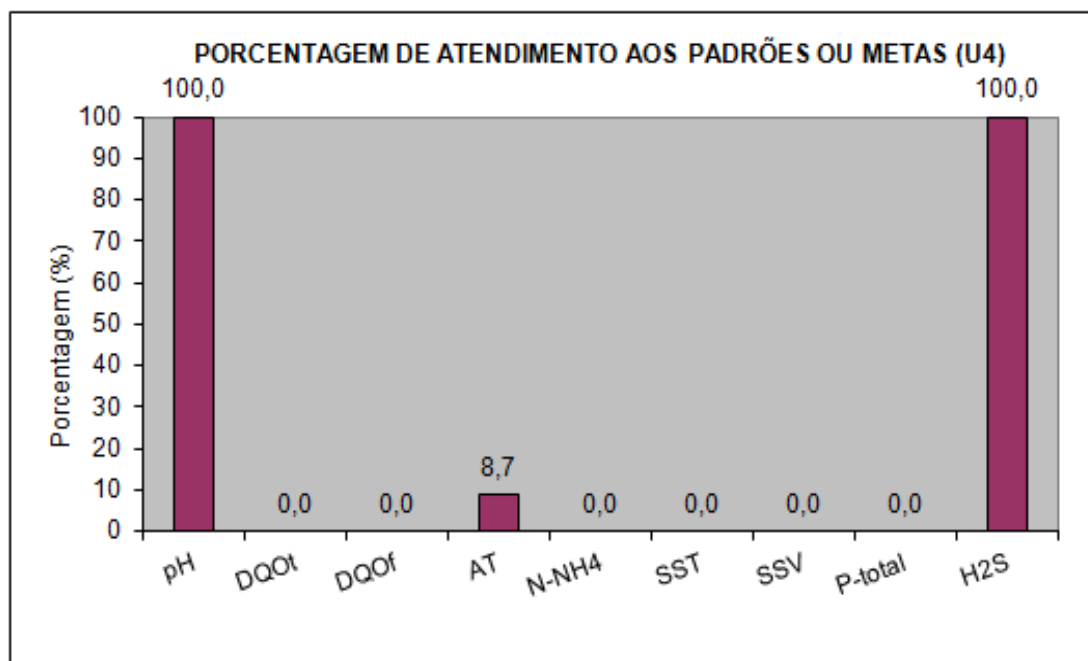


Figura 5.85 - Percentual de atendimento no U₄.

5.3.5 No reator U₅

Na Figura 5.86, que apresenta a porcentagem de atendimento por parâmetro no U₅, verifica-se que o pH e H₂S apresentaram ótimos resultados de atendimento aos padrões e/ou metas com médias de 7,3 e 0,26 mg/L, respectivamente, estando em concordância com os padrões, literatura e metas estabelecidas. Os resultados de DQO_t, DQO_f, AT, N-NH₄, SST, SSV e P-total foram superiores aos estabelecidos pelos padrões e metas, com exceção da AT, os demais parâmetros tiveram 0% de atendimento, com concentrações médias de 671, 374, 942, 417, 214, 188 e 31 mg/L, respectivamente. Esses resultados podem ser considerados bons, uma vez que ficaram condizentes com os exibidos na literatura.

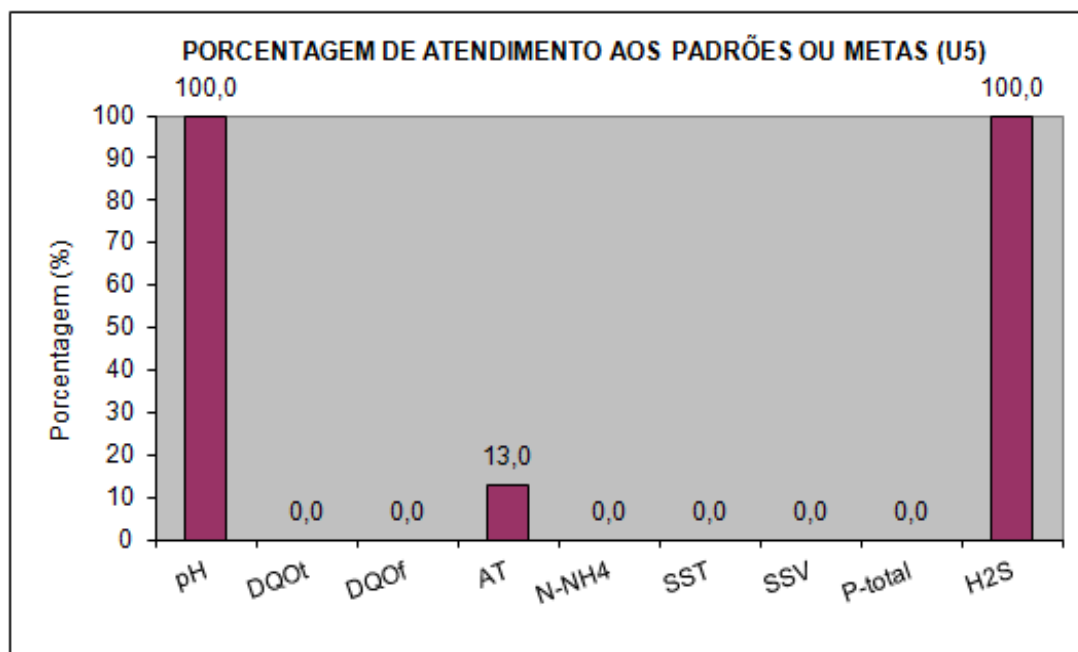


Figura 5.86 - Percentual de atendimento no U₅.

5.3.6 No reator U₆

A Figura 5.87, que exibe a porcentagem de atendimento por parâmetro no U₆, mostra os ótimos resultados de pH e H₂S de atendimento aos padrões e/ou metas, com médias de 7,4 e 0,24 mg/L, respectivamente, estando em coerência com os padrões, literatura e metas estabelecidas. Os resultados médios de DQO_t, DQO_f, AT, N-NH₄, SST, SSV e P-total foram bastante elevados aos estabelecidos pelos padrões e metas. Todos os parâmetros, exceto o P-total, apresentaram algum percentual de atendimento, com valores médios de concentração de 557, 361, 835, 409, 138, 125 e 28 mg/L, respectivamente. Porém, os resultados ficaram equivalentes ou inferiores aos apresentados na literatura.

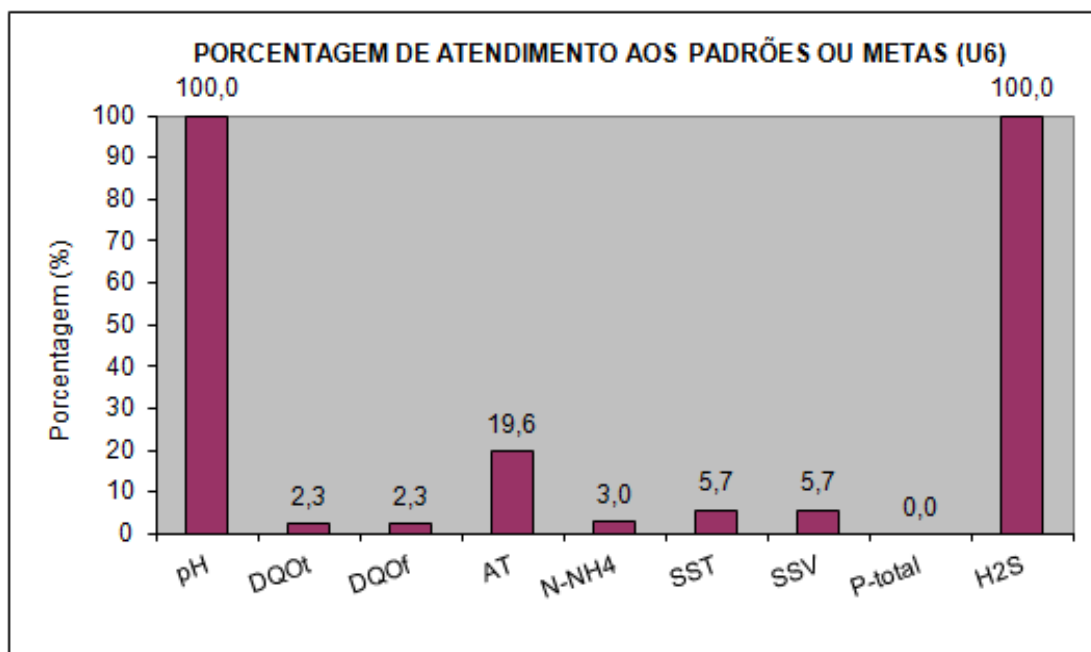


Figura 5.87 - Percentual de atendimento no U₆.

5.3.7 No reator U₇

Dando seguimento a tendência, o U₇ também apresentou excelentes resultados para o pH e H₂S, conforme mostra a Figura 5.88, que exibe a porcentagem de atendimento por parâmetro no U₇, com médias de 7,5 e 0,32 mg/L, respectivamente, estando de acordo com os padrões, literatura e metas estabelecidas. As concentrações médias de DQO_t, DQO_f, AT, N-NH₄, SST, SSV e P-total foram superiores aos estabelecidos pelos padrões e metas com valores médios de concentração de 814, 595, 835, 1.207, 612, 246, 225 e 37 mg/L, respectivamente. Apenas a AT apresentou percentual de atendimento. Em contra partida esses resultados foram parecidos ou menores que os citados na literatura.

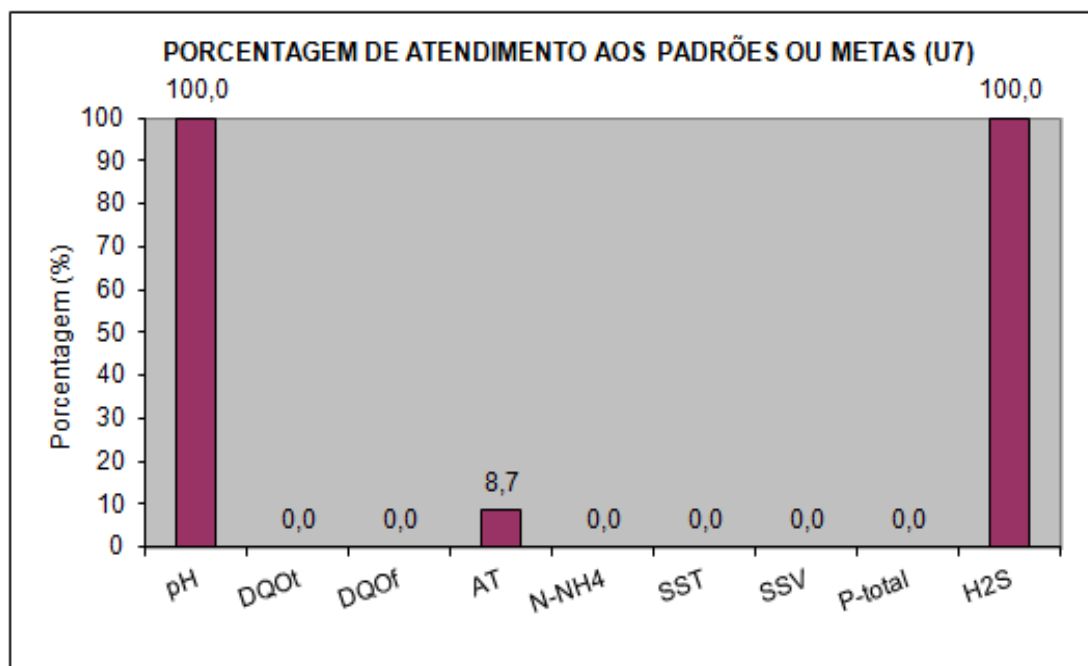


Figura 5.88 - Percentual de atendimento no U₇.

5.3.8 No reator U₈

O U₈ também apresentou excelentes resultados para o pH e H₂S, conforme mostra a Figura 5.89, que exibe a porcentagem de atendimento por parâmetro no U₈, com valor e concentração média de 7,2 e 0,25 mg/L respectivamente, estando de acordo com os padrões, literatura e metas estabelecidas. Os resultados médios de DQO_t, DQO_f, AT, N-NH₄, SST, SSV e P-total foram superiores aos estabelecidos pelos padrões e metas com valores médios de concentração de 648, 456, 802, 416, 203, 185 e 27 mg/L, respectivamente. A maioria dos parâmetros apresentou baixo ou zero percentual de atendimento. As concentrações ficaram equivalentes ou menores com as exibidos na literatura.

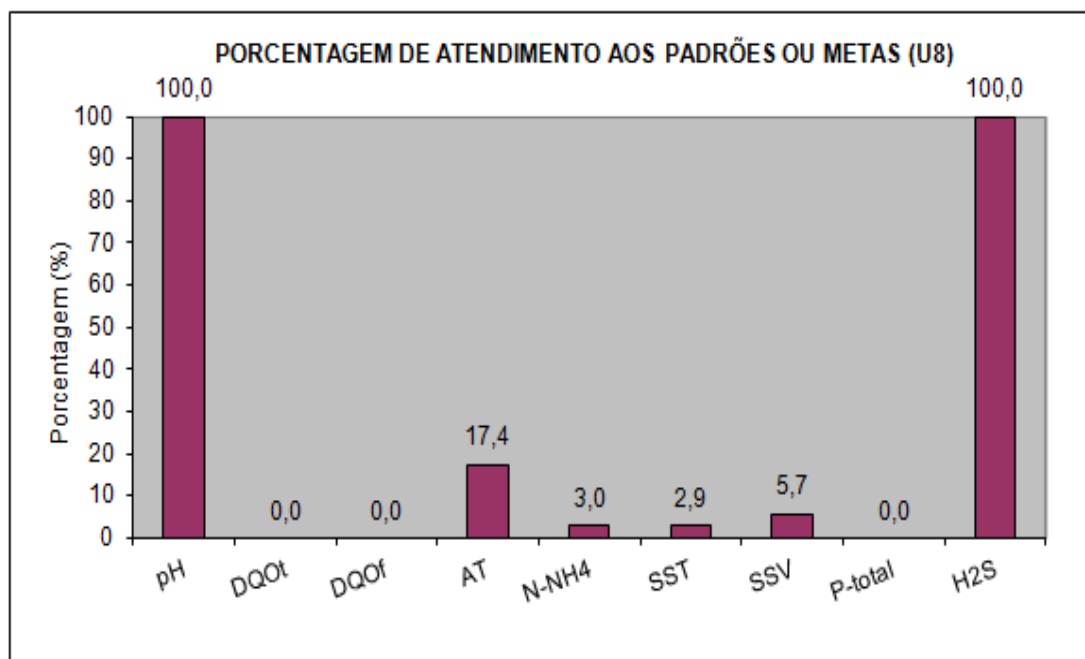


Figura 5.89 - Percentual de atendimento no U₈.

5.3.9 No TS

Na Figura 5.90, que expõe a porcentagem de atendimento por parâmetro no U₄, verifica-se que o pH e H₂S exibiram excelentes resultados de atendimento aos padrões e/ou metas com concentrações médias de 7,8 e 0,26 mg/L, respectivamente, ficando desse modo, equivalentes aos padrões, literatura e metas estabelecidas. Os resultados médios de DQO_t, DQO_f, AT, N-NH₄, SST, SSV e P-total foram superiores aos estabelecidos pelos padrões e metas, com resultados médios de concentração iguais a 504, 356, 1.012, 426, 125, 74 e 34 mg/L, respectivamente. Porém esses resultados estiveram próximos ou inferiores aos apresentados na literatura.

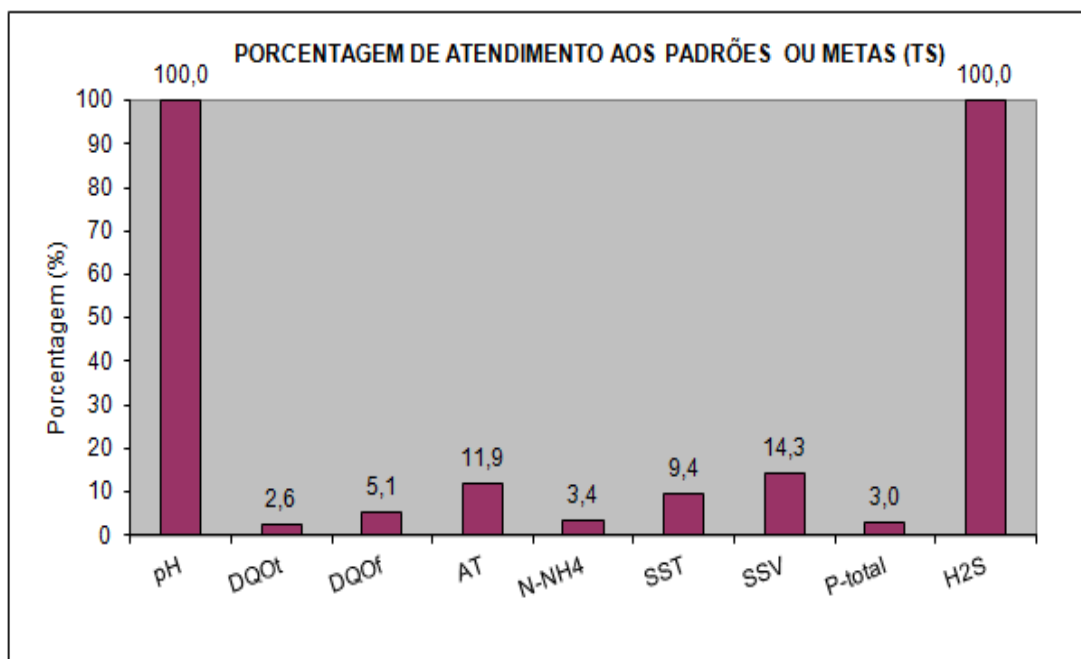


Figura 5.90 - Percentual de atendimento no TS.

5.4 COMPARAÇÃO ENTRE OS REATORES E O TS

Os desempenhos do tratamento efetuado pelos reatores foram avaliados em função da matéria orgânica (DQO_t e DQO_f), sólidos (SST e SSV) e nutrientes (NH₄-N e P-total) presentes nos efluentes dos mesmos.

Para facilitar a visualização dos gráficos, em todos os parâmetros, os oitos reatores UASB foram divididos em dois grupos: os mais eficientes (U₂, U₃, U₅ e U₆), formados pelo grupo 1 e os menos eficientes (U₁, U₄, U₇ e U₈), reunidos no grupo 2, de acordo com suas performances no que diz respeito à DQO.

A Figura 5.91 demonstra a variação das concentrações de DQO_t no grupo 1 e no TS. O U₂ foi o que apresentou os menores valores de concentração e o U₅ foi o que apresentou as maiores concentrações.

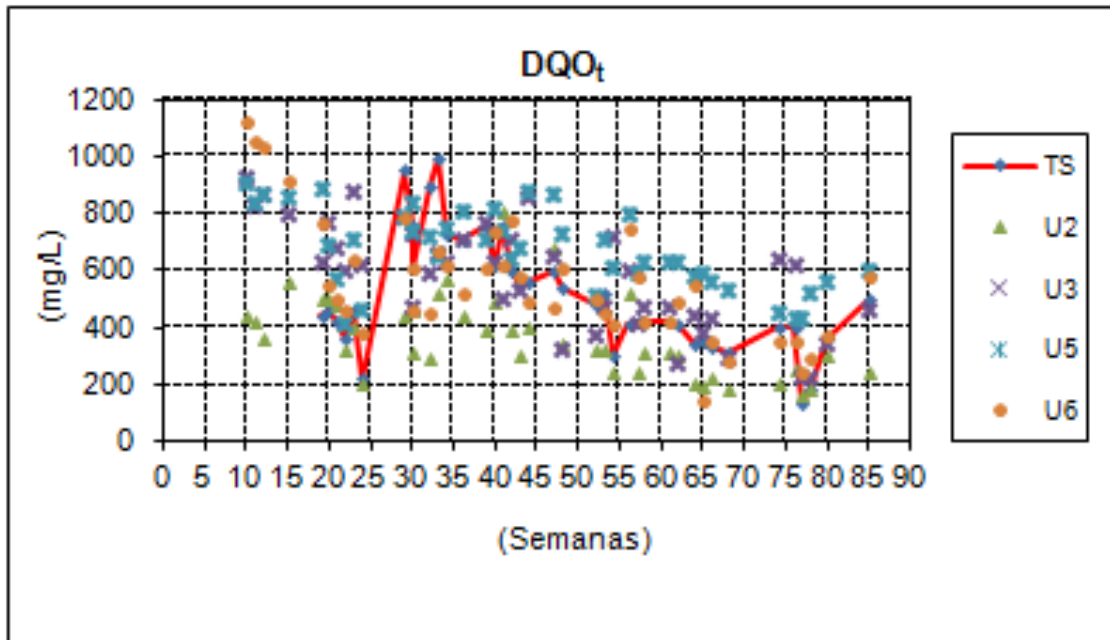


Figura 5.91 - Comparações da DQO_t entre UASB mais eficientes e TS.

O grupo 2 apresentou a mesma tendência para as concentrações de DQO_t apresentada no grupo 1, conforme pode ser observado no Figura 5.92. As menores concentrações foram verificadas no U_8 e o U_7 apresentou os maiores valores de concentrações.

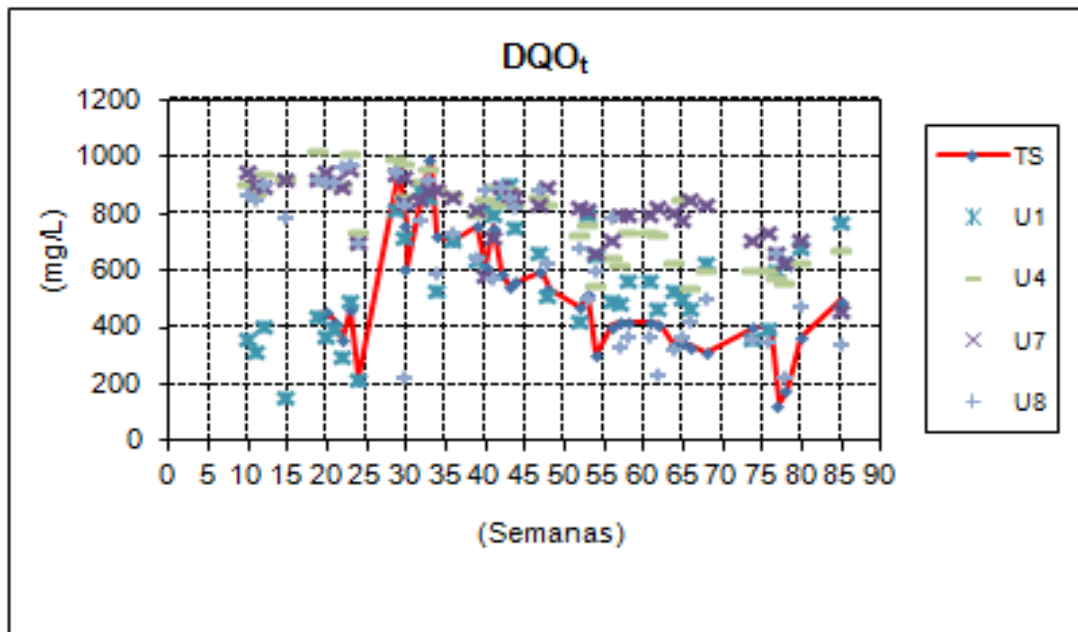


Figura 5.92 - Comparações da DQO_t entre UASB menos eficientes e TS.

A maioria dos reatores apresentou valores médios da DQO_t acima de 600 mg/L. Os reatores U_1 , U_2 e U_6 alcançaram valores de concentrações de 563, 324 e 520 mg/L respectivamente, conforme pode ser observado na Figura 5.93 que apresenta o Box-plot da DQO_t para todos os UASB e o TS, onde se verifica que a DQO_t nesses UASB apresentou 75% dos valores acima de 431, 247 e 417 mg/L, e abaixo de 743, 449 e 629 mg/L, respectivamente. O TS apresentou 75% dos valores acima de 381 mg/L e abaixo de 606 mg/L com valores mínimos e máximos de 130 e 993 mg/L, respectivamente.

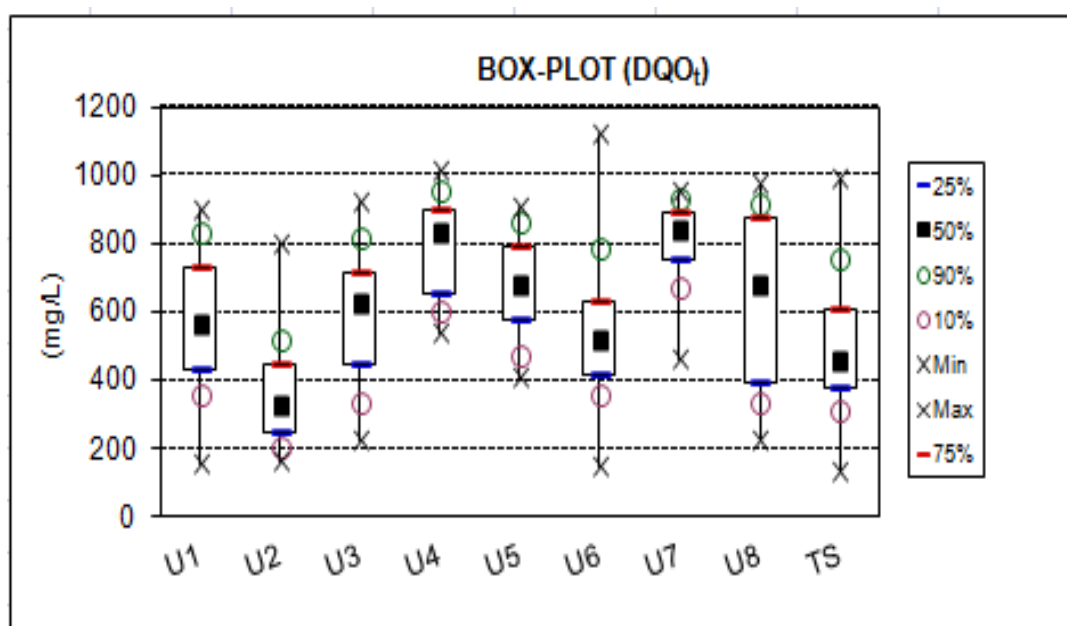


Figura 5.93 - Box-plot da DQO_t .

As concentrações de DQO_t no grupo 1 e no TS estão apresentadas na Figura 5.94. As menores concentração foram verificadas no U_2 e as maiores no U_5 .

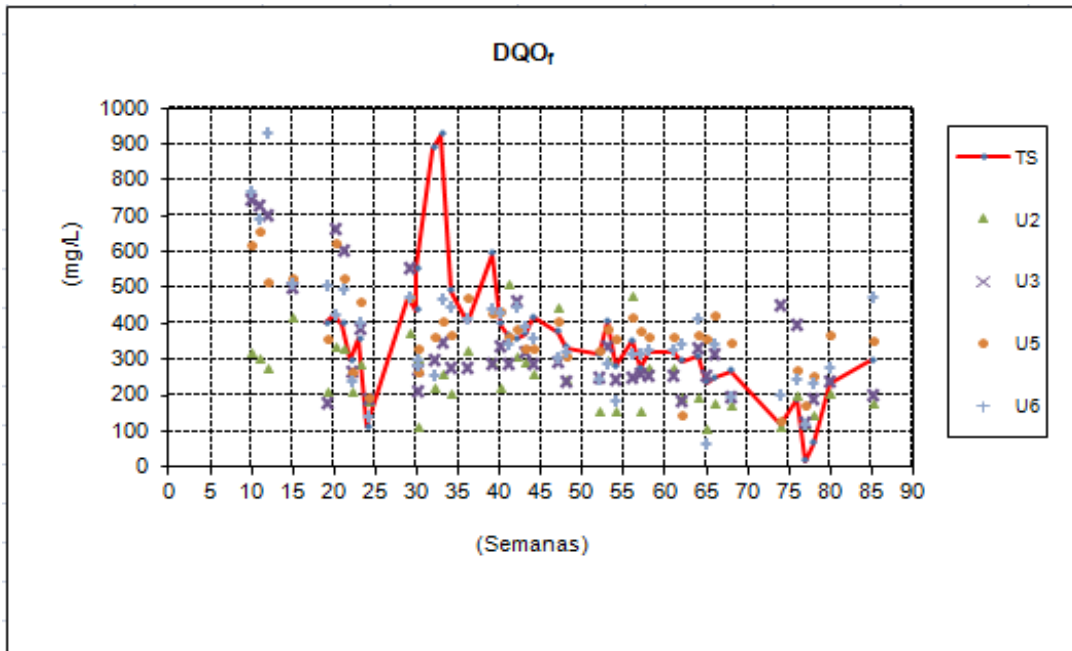


Figura 5.94 - Comparações da DQO_f entre UASB mais eficientes e TS.

Do mesmo modo como apresentado no grupo 1, o grupo 2 exibiu a mesma tendência para as concentrações de DQO_f , conforme pode ser observado no Figura 5.95. O U_8 apresentou as menores concentração e o U_7 as maiores.

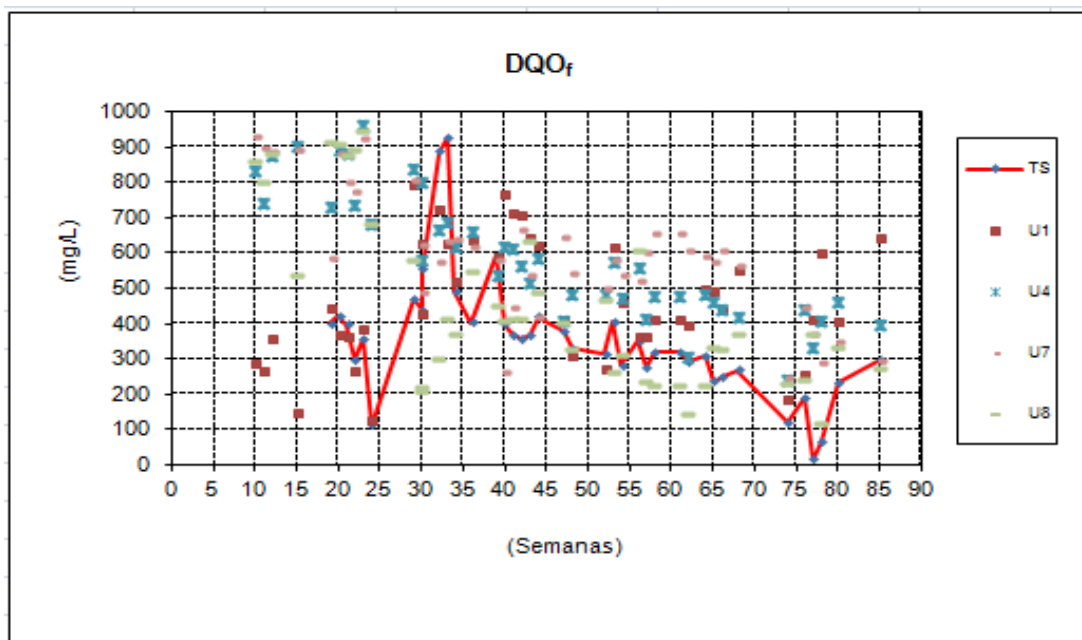


Figura 5.95 - Comparações da DQO_f entre UASB menos eficientes e TS.

A maior parte dos reatores apresentaram valores médios da DQO_f abaixo ou próximo a 400 mg/L. Os U_2 , U_3 , U_5 e U_6 que obtiveram valores de 242, 282, 363 e 338 mg/L, respectivamente, conforme pode ser observado na Figura 5.96 que apresenta o Box-plot da DQO_f para todos os UASB e o TS. Assim, pode ser verificado que a DQO_f nesses UASB apresentou 75% dos valores acima de 180, 242, 326 e 265 mg/L, e abaixo de 301, 363, 424 e 441 mg/L, respectivamente. O TS apresentou 75% dos valores acima de 278 mg/L e abaixo de 404 mg/L, com valores mínimos e máximos de 15 e 926 mg/L, respectivamente.

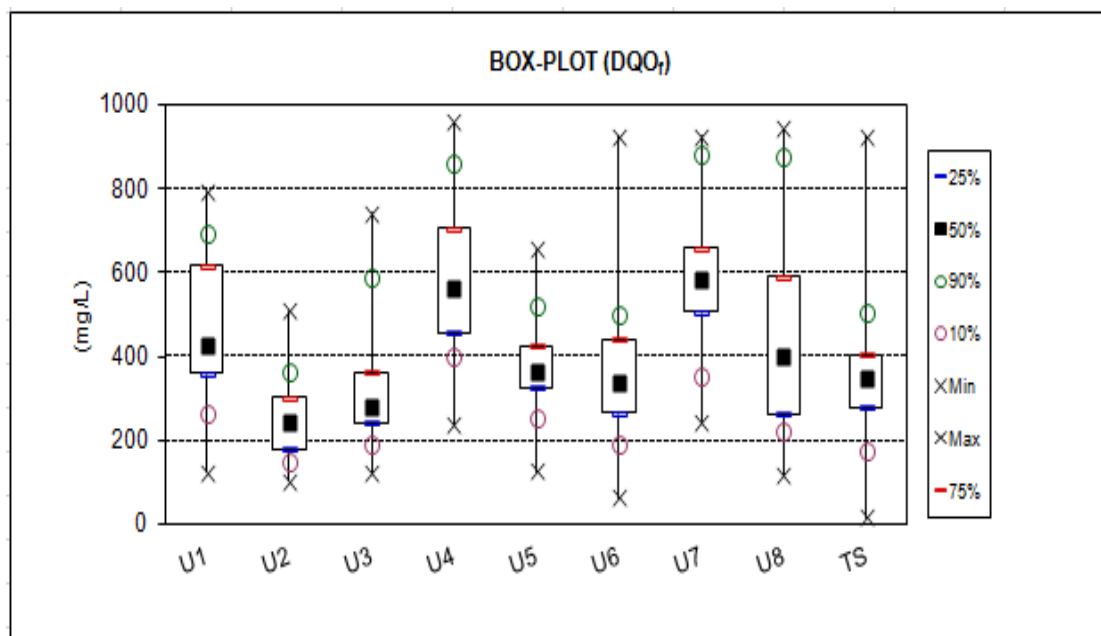


Figura 5.96 - Box-plot da DQO_f .

A Figura 5.97 explica as concentrações de $N-NH_4$ no grupo 1 e no TS. Os menores valores de concentração foram apresentados no U_2 e o U_6 foi o que apresentou as maiores concentrações.

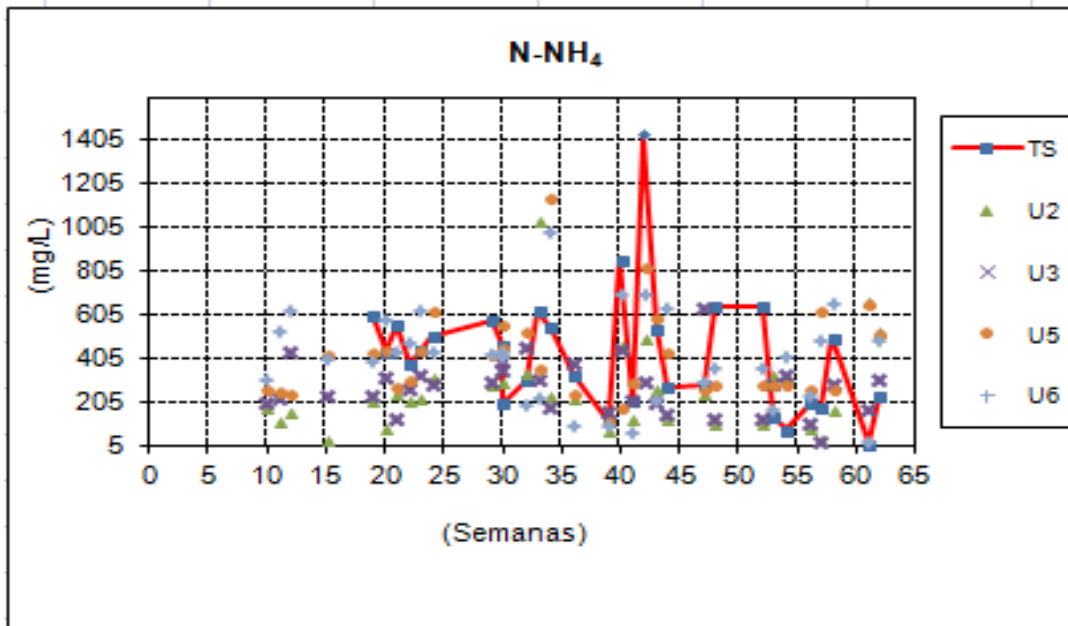


Figura 5.97 - Comparações de N-NH₄ entre UASB mais eficientes e TS.

O grupo 2 mostrou a mesma tendência exibida pelo grupo 1 para as concentrações de N-NH₄, como pode ser observado na Figura 5.98. As menores a as maiores concentrações foram verificadas nos reatores U₈ e U₄ respectivamente.

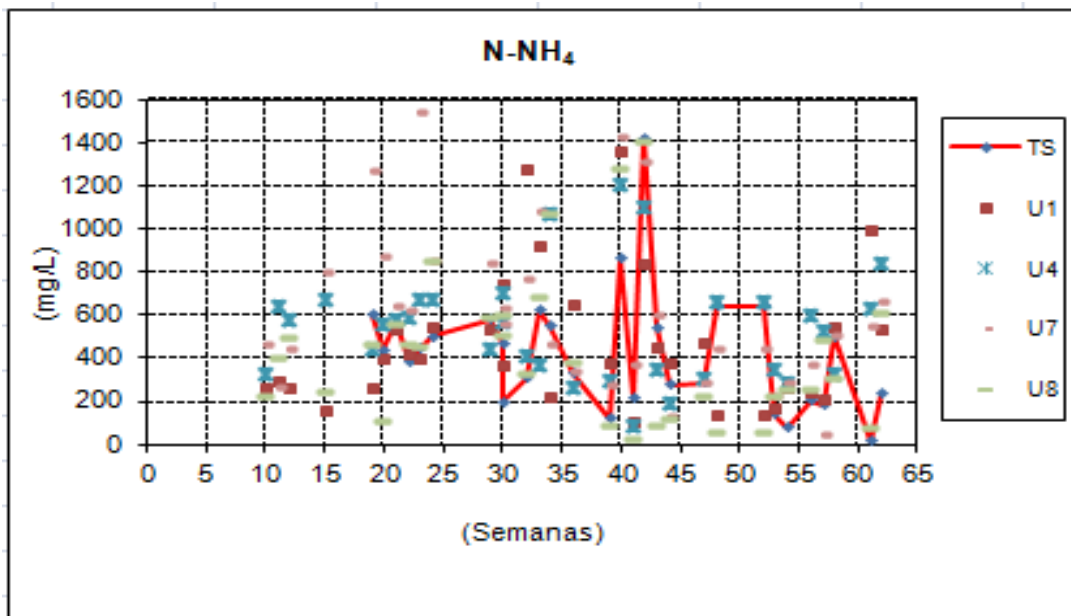


Figura 5.98 - Comparações de N-NH₄ entre UASB menos eficientes e TS.

Os valores médios de N-NH_4 , nos reatores ficaram acima de 370 mg/L. Os UASB: U_2 , U_3 e U_8 obtiveram valores de 223, 283, e 370 mg/L, respectivamente, conforme pode ser observado na Figura 5.99 que apresenta o Box-plot do N-NH_4 para todos os UASB e o TS. Assim, foi verificado que o N-NH_4 nesses UASB apresentou 75% dos valores acima de 125, 180 e 215 mg/L, e abaixo de 320, 325 e 550 mg/L, respectivamente. O TS apresentou 75% dos valores acima de 215 mg/L e abaixo de 562 mg/L.

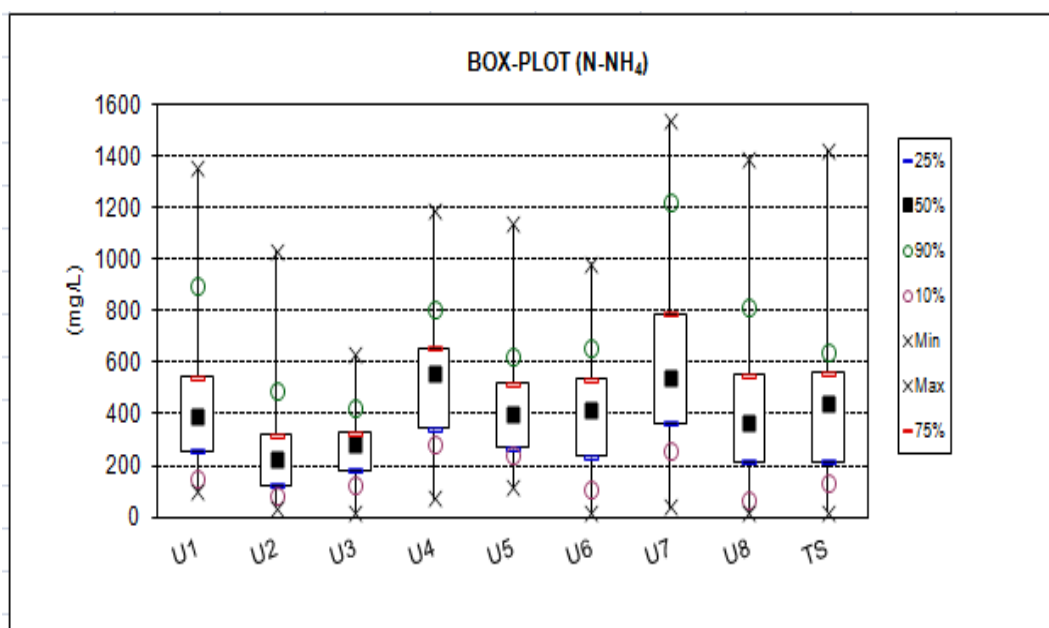


Figura 5.99 - Box-plot do N-NH_4 .

A Figura 5.100 apresenta as concentrações de P-total no grupo 1 e no TS. As menores concentrações foram no exibidas no U_3 e as maiores no U_5 .

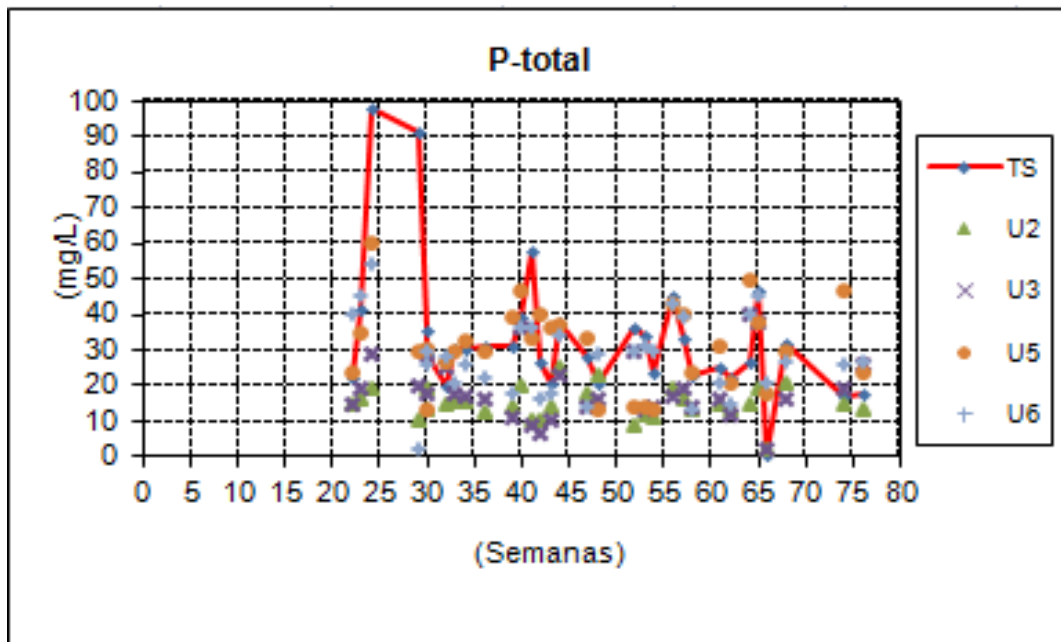


Figura 5.100 - Comparações de P-total entre UASB mais eficientes e TS.

O grupo 2 exibiu tendência para as concentrações de P-total análoga a do grupo 1, conforme pode ser observado no Figura 5.101. As menores e maiores concentrações foram apresentadas nos reatores U₁ e U₇ respectivamente.

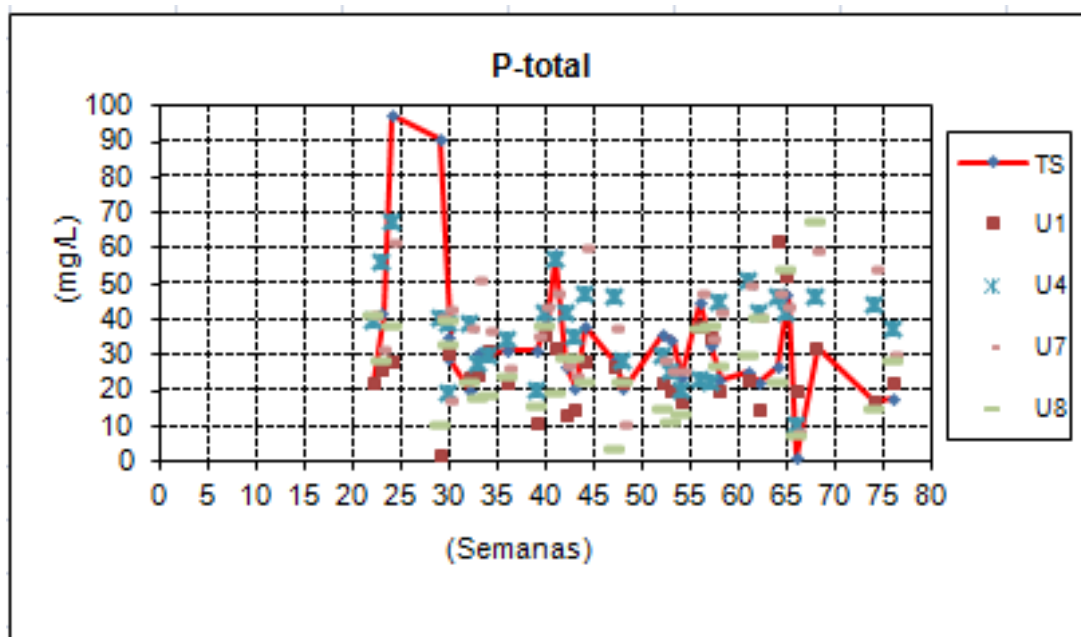


Figura 5.101 - Comparações de P-total entre UASB menos eficientes e TS.

A maioria os reatores apresentaram valores médios de P-total acima ou próximo a 25 mg/L. Os U_1 , U_2 e U_3 obtiveram concentrações de 23, 15, e 17 mg/L, respectivamente, conforme pode ser observado na Figura 5.102 que apresenta o Box-plot do P-total para todos os UASB e o TS. Assim, pode ser verificado que o P-total nesses UASB apresentou 75% dos valores acima de 20, 13 e 14 mg/L, e abaixo de 31, 18 e 24 mg/L, respectivamente. O TS apresentou 75% dos valores acima de 23 mg/L e abaixo de 36 mg/L.

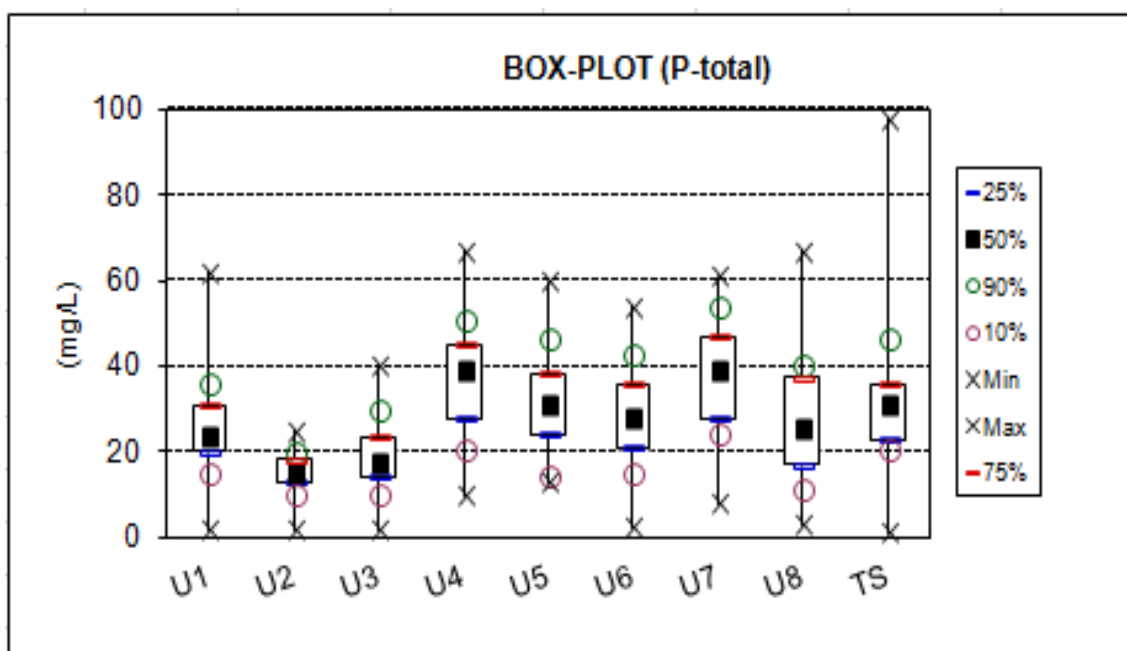


Figura 5.102 - Box-plot do P-total.

Na Figura 5.103 está demonstrado as concentrações dos SST no grupo 1, assim como também no TS. O U_2 foi o reator que apresentou as menores concentração e o U_5 apresentou os maiores valores de concentrações.

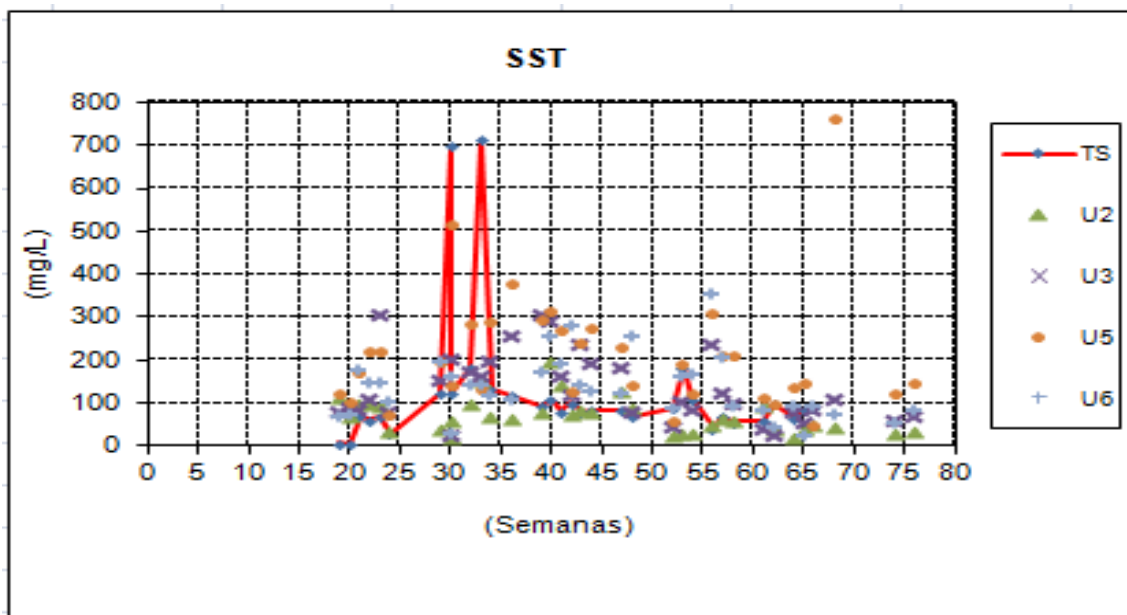


Figura 5.103 - Comparações dos SST entre UASB mais eficientes e TS.

O grupo 2 apresentou a mesma tendência para as concentrações de SST apresentada no grupo 1, conforme pode ser observado no Figura 5.104. Os menores e maiores valores de concentração foram verificados nos UASB U_1 e U_4 respectivamente.

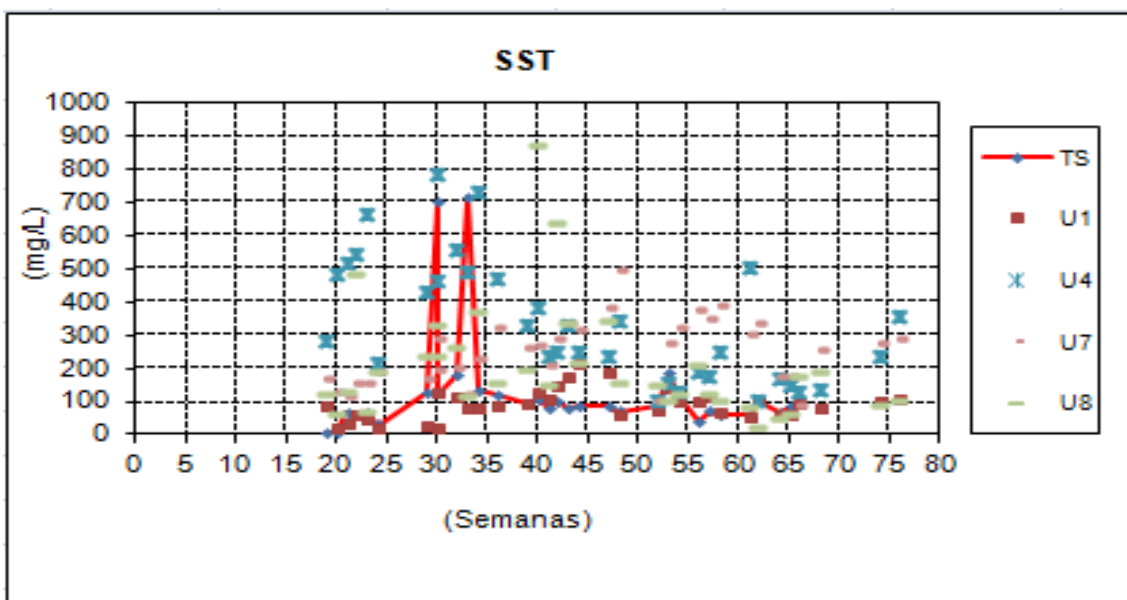


Figura 5.104 - Comparações dos SST entre UASB menos eficientes e TS.

Os reatores apresentaram valores médios de SST acima de 110 mg/L com exceção do U_1 , U_2 e U_3 que obtiveram valores de 88, 65, e 107 mg/L,

respectivamente. A Figura 5.105 apresenta o Box-plot do SST para todos os UASB e o TS, onde se verifica que o SST nesses UASB apresentou 75% dos valores acima de 60, 38 e 78 mg/L, e abaixo de 106, 95 e 187 mg/L, respectivamente. O TS apresentou 75% dos valores acima de 68 mg/L e abaixo de 113 mg/L.

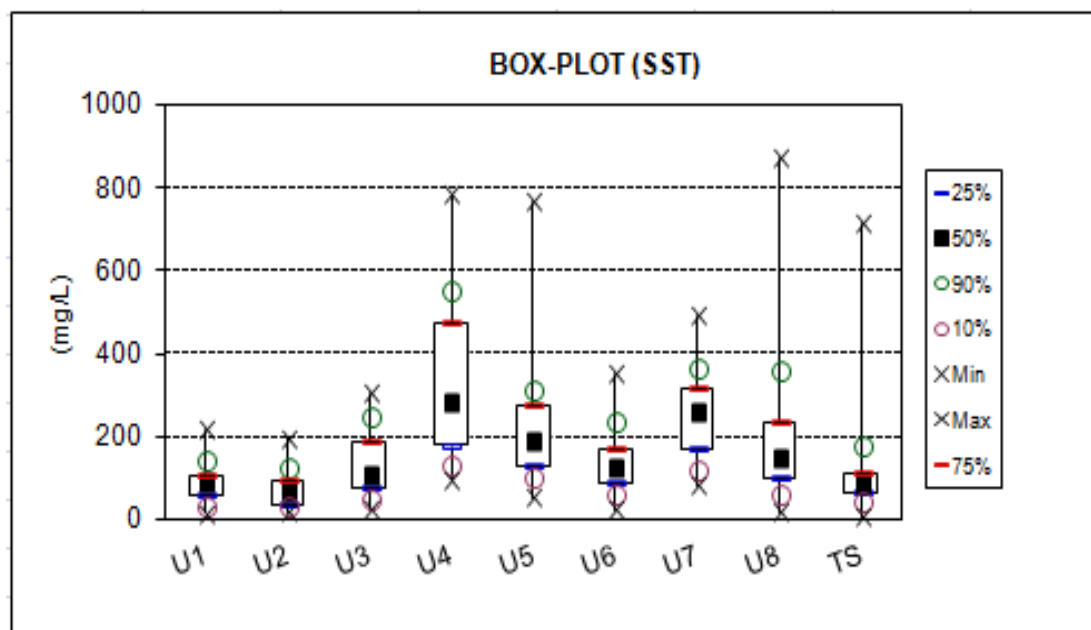


Figura 5.105 - Box-plot dos SST.

A Figura 5.106 apresenta as concentrações dos SSV no grupo 1 e no TS, com o U₂ exibindo os menores valores de concentração e o U₅ os maiores.

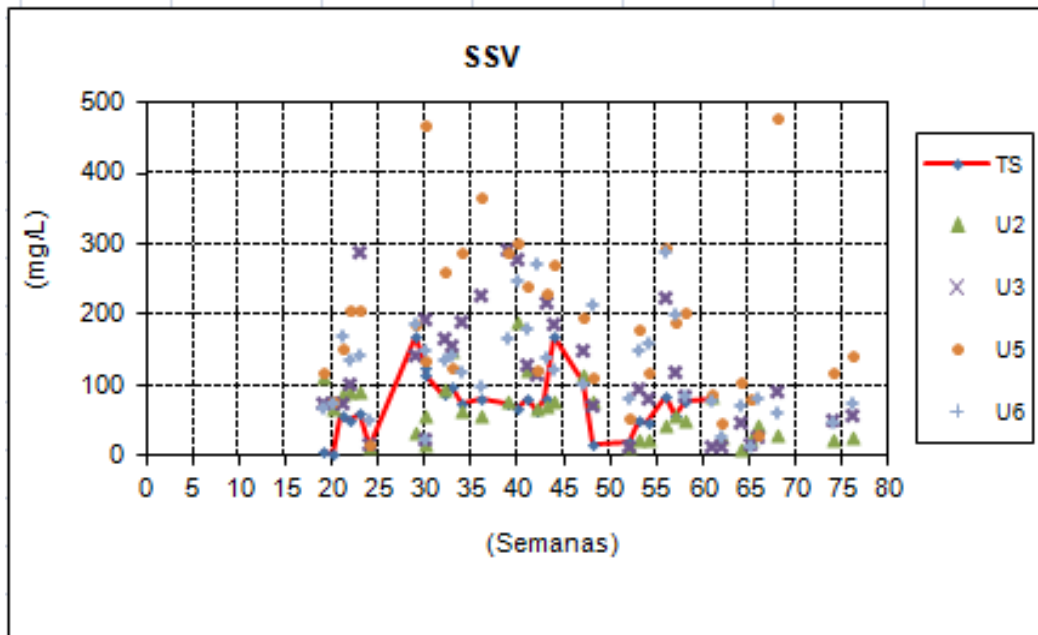


Figura 5.106 - Comparações dos SSV entre UASB mais eficientes e TS.

O grupo 2 apresentou tendência para as concentrações de SSV igual a apresentada no grupo 1, conforme pode ser observado no Figura 5.107. Com os menores valores de concentração exibido no U_1 e os maiores no U_4 .

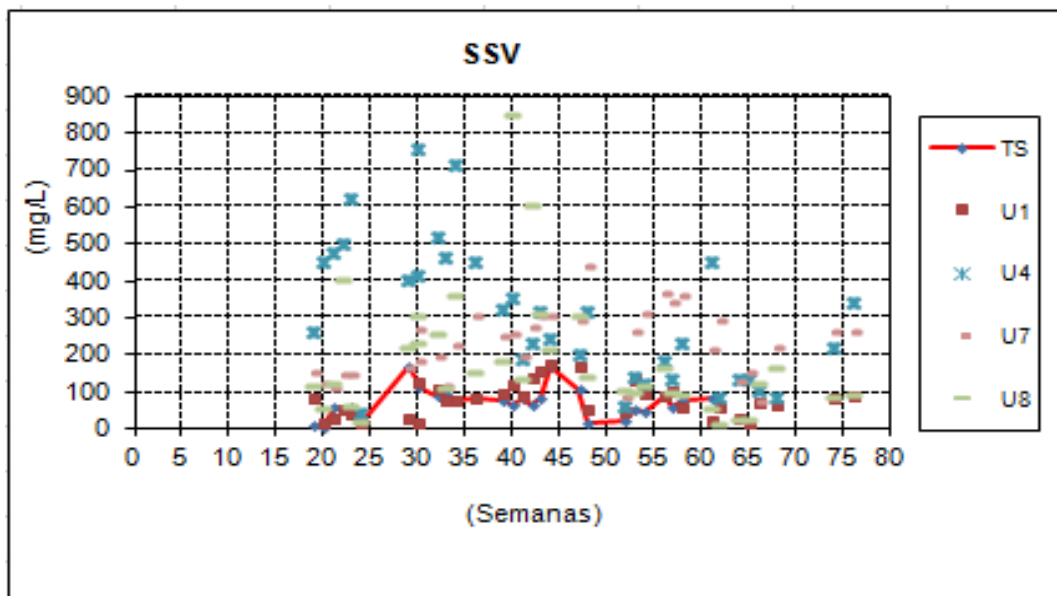


Figura 5.107 - Comparações dos SSV entre UASB menos eficientes e TS.

Os reatores apresentaram valores médios de SSV acima de 100 mg/L com exceção do U₁, U₂ e U₃ que obtiveram valores de 78, 58, e 96 mg/L, respectivamente. A Figura 5.108 apresenta o Box-plot dos SSV para todos os UASB e o TS, onde se constata que os SSV nesses UASB apresentaram 75% dos valores acima de 38, 27 e 55 mg/L, e abaixo de 95, 87 e 176 mg/L, respectivamente. O TS apresentou 75% dos valores acima de 52 mg/L e abaixo de 86 mg/L.

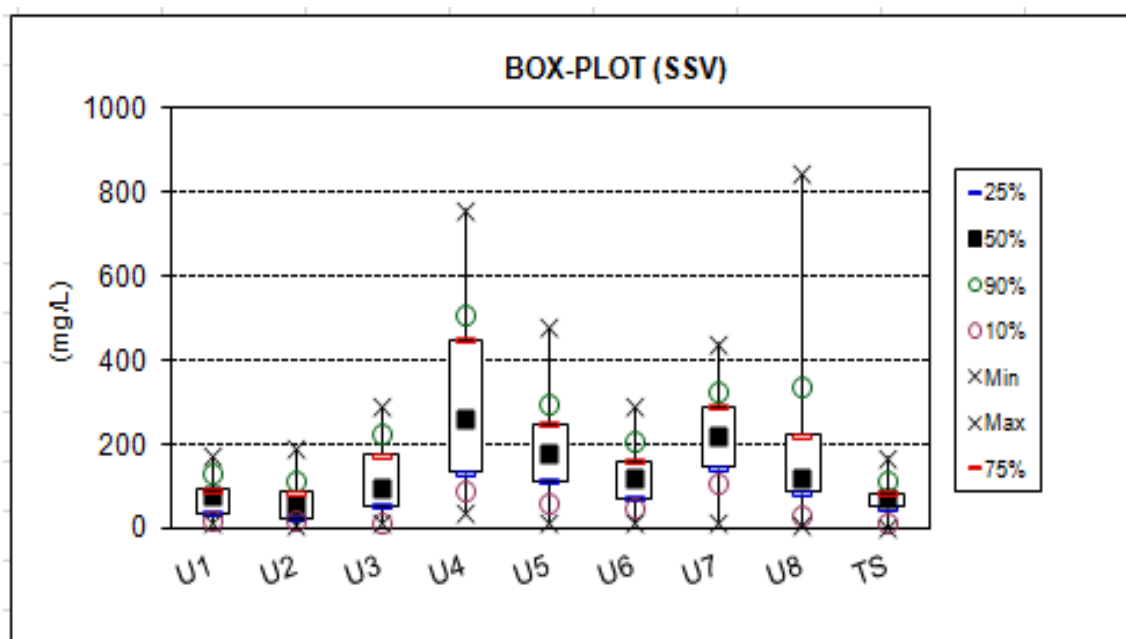


Figura 5.108 - Box-plot dos SSV.

5.5 ANÁLISE TÉCNICA DOS REATORES

De uma maneira geral, todos os reatores UASB se mostraram viáveis tecnicamente, uma vez que foram tão ou mais eficientes que o TS, conforme pode ser observado na Tabela 5.20, que apresenta um resumo geral do desempenho desses reatores e também do TS. Nesta tabela foram consideradas somente as concentrações médias em cada reator após seu período de partida.

Tabela 5.20 - Resumo geral dos desempenhos dos UASB e do TS.

PARÂMETRO	U ₁	U ₂	U ₃	U ₄	U ₅	U ₆	U ₇	U ₈	TS
DQO _i (mg/L)	563	324	621	831	679	520	836	680	458
DQO _f (mg/L)	424	242	282	561	363	338	585	400	350
SST (mg/L)	88	65	107	281	191	127	256	149	85
SSV (mg/L)	78	58	96	262	180	121	221	120	75
NH ₄ -N (mg/L)	394	223	283	558	396	418	545	370	440
P-total (mg/L)	23	15	17	39	31	28	39	25	31

Obs.: os valores em vermelho referem-se aos UASB com resultados melhores que o do TS

É importante ressaltar, que o fato de boa parte dos reatores UASB terem apresentado efluentes com características próximas as do TS, evidencia a viabilidade técnica destes reatores, sobretudo diante de os mesmos apresentarem volume dez vezes inferior ao do TS. Tendo em vista que os reatores unifamiliares estabelecem, no local onde são instalados em uma residência, uma área morta (que não pode receber nada acima), isto significaria relevante ganho na área útil de um domicílio.

Outro ponto significativo, diz respeito à limpeza periódica dos reatores unifamiliares. A limpeza de um TS implica no esvaziamento total do mesmo, através de veículos pipas (chamados de limpa-fossas), onde suas mangueiras são introduzidas até o fundo deste reator. Já no reator UASB este procedimento seria desastroso, tendo em vista tratar-se de um reator biológico, que necessita, portanto de um volume mínimo de lodo em seu fundo. Desta forma, bastaria ser adotada uma profundidade máxima, a partir da tampa, até aonde a mangueira poderia ser introduzida. Com isso, seria respeitada a permanência de lodo no reator.

No TS a NBR 7229 preconiza a necessidade de limpeza em um intervalo de 1 a 5 anos, sendo que, quanto maior for este intervalo, maior será o volume necessário para o mesmo. Daí que na prática, normalmente é adotado em projeto um intervalo de limpeza de no máximo 2 anos.

Assim, tendo em vista que os reatores estudados nesta pesquisa tiveram período de operação e monitoramento de aproximadamente 20 meses, e que neste período os UASB apresentaram satisfatórios desempenhos, pode-se esperar que estes reatores suportem o intervalo de 2 anos entre suas

limpezas. Isto seria mais um ponto técnico positivo para utilização destes reatores.

Vale ressaltar que o tratamento unifamiliar, independentemente do tipo de reator, deve ser realizado da forma mais simples (tecnicamente) e econômica possível. Desta maneira, o processo anaeróbio é o mais recomendado por se inserir nestas condições. No entanto, assim como acontece no tratamento centralizado (em ETEs), era esperado que os efluentes dos reatores anaeróbios analisados nesta pesquisa não apresentassem efluentes com aspectos qualitativos adequados para disposição final em corpo receptor. Essa expectativa se torna ainda maior quando a água residuária a ser tratada é esgoto negro.

Portanto, a viabilidade técnica demonstrada pelo UASB unifamiliar o torna interessante para aplicação apenas como medida mitigadora para o problema em pequenas comunidades. Jamais como solução. Isto por que o tratamento unifamiliar não dispensa a necessidade de redes coletoras e estações de tratamento de esgotos. Estas sim, a única solução ambiental para a questão dos esgotos.

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos nesta pesquisa, foi possível chegar às seguintes conclusões:

- Os reatores UASB demonstraram praticamente o mesmo tempo de partida que o tanque séptico, mesmo sendo dez vezes menores que este;
- Todos os reatores UASB apresentaram boa estabilidade operacional;
- Os UASB, em estado estacionário, apresentaram concentrações de matéria orgânica, em seus efluentes, inferiores ou próximas as do tanque séptico;
- Os reatores UASB unifamiliares (de um modo geral) em estado estacionário apresentaram concentrações de sólidos suspensos, em seus efluentes, inferiores ou próximas as do tanque séptico;
- O reator UASB unifamiliar estudado demonstrou ser viável técnica e operacionalmente para uso em edificações desprovidas de redes coletoras de esgotos;
- Todos os reatores apresentaram elevadas cargas de nutrientes (N e P) em seus efluentes.

CAPÍTULO 7

RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se, para estudos posteriores, a utilização do UASB desta pesquisa em tratamento de esgoto cinza somente e/ou esgoto negro mais esgoto cinza.

CAPÍTULO 8

REFERÊNCIAS

- AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, de K.; VAN HAANDEL, A. e VERSTRAETE, W. (2006) “Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates—A review.” *Bioresource Technology*, **97**(17), 2225-2241.
- AL-JAMAL, W. e MAHMOUD N. (2009). “Community onsite treatment of cold strong sewage in a UASB-septic tank.” *Bioresource Technology*, **100**(3), 1061-1068.
- AL-SHAYAH, M. e MAHMOUD N. (2008). “Start-up of an UASB-septic tank for community on-site treatment of strong domestic sewage.” *Bioresource Technology*, **99**(16), 7758-7766.
- American Public Health Association (APHA) (2005). *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21^a ed, Washington: APHA, AWWA, WEF.
- ANDRADE NETO; C.O. (1997). *Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários – Experiência Brasileira*. Rio de Janeiro: ABES, 321p.
- ANDRADE NETO; C. O.; ALÉM SOBRINHO, P.; SOUZA MELO, H.N.; AISSE, M. M. Decanto – Digestores. (1999). In: *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo – Coletâneas de Trabalhos Técnicos*. CAMPOS, José Roberto (coord.) ABES – Projeto PROSAB. São Carlos, 162-178p.
- ÁVILA, R.O. (2005). *Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro Anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte*, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 152p.
- BARBOSA, S. A. (2006). *Avaliação de biofiltro aerado submerso no pós-tratamento do efluente de tanque séptico*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Departamento de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, PR, 228p.
- BARBOSA, S. A.; NOLASCO, M. A. e SANTOS, D.C. (2007). “Análise de um tanque séptico seguido por um biofiltro aerado submerso no tratamento de esgoto sanitário sintético.” In: 24^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, Brasil.
- CAMPELLO, R.P. e BENETTI, A.D. (2008). “Efeito da variação brusca de temperatura sobre a remoção de matéria orgânica em reatores UASB”. In: *XXXI Congresso Interamericano AIDIS*, Vol. 31, Santiago, Chile.

- CAMPOS, C. M. M.; RESENDE DE LUIZ, F. A.; BOTELHO, C. G. e DAMASCENO, L. H. S.(2004). Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. *Ciênc. Agrotec., Lavras*, **28**(6), 1376-1384.
- CAMPOS, C. M. M.; RESENDE DE LUIZ, F. A.; DAMASCENO, L. H. S; MOCHIZUKI, E. T. e BOTELHO, C. G. (2005). 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., Lavras*, **29**(2), 390-399.
- CHERNICHARO, C. A. de L. (1997) *Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 246p.
- CHERNICHARO, C.A. de L. (2007). *Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Segrac, Belo Horizonte - MG, 2ª ed, volume 5.
- COELHO, A.L.S.S., NASCIMENTO, M.B.H., CAVALCANTI, P.F.F. e VAN HAANDEL, A.C. (2002). "The UASB reactor as an alternative for the septic tank for on-site sewage treatment." *Water Science and Technology*, **48**(11-12), 221–226.
- DOMINGUES, L. M. (2005). *Sistema combinado de Filtro Anaeróbio – Biofiltro Aerado Submerso: Avaliação da Partida e da Nitrificação de Esgoto Sanitário*, Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, SP, 148p.
- EKMAN, M. C. S.; PALOSCHI, R.S. e SOUZA, J. F. (2000). "Avaliação do desempenho da partida de um reator UASB operando em condições climáticas desfavoráveis". In. XXVII Congresso Interamericano AIDIS, Porto Alegre, RS, Brasil.
- ELMITWALLI, T. A. e OTTERPOHL, R. (2007). "Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor." *Water Research*, **41**(6), 1379–1387.
- FLORÊNCIO, L., KATO, M. T. e MORAIS, J. C. (2001). "Domestic sewage treatment in full-scale UASB plant at Mangueira, Recife, Pernambuco", *Water Science and Technology*, **44**(4), 71–77.
- FORESTI, E., ZAIAT, M. e VALLERO, M. (2006). "Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges." *Reviews in: Environmental Science and Bio/Technology*, **5**(1), 3-19.
- GONÇALVES, C. do P. (2008). *Impacto do lançamento de lodo de tanques/fossas sépticas em estação de tratamento de esgoto com*

reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Departamento de Hidráulica e Saneamento, São Carlos, SP, 134p.

GOOGLE, *Programa Google Earth*, 2012.

GRAAFF, M. S. de; TEMMINK, H.; ZEEMANAND, G. e BUISMAN, C.J.N. (2010). "Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT." *Water*, **2**(1), 101-119.

HALALSHEH, M.; SAWAJNEH, Z.; Zu'bi, M.; ZEEMAN, G.; LIER, J.; FAYYAD, M. e LETTINGA, G. (2005). "Treatment of strong domestic sewage in a 96m³ UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor." *Bioresource Technology*, **96**(5), 577-585.

HUSSAR, G. J. (2001). *Avaliação do desempenho de leitões cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura*, Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, SP, 133p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretório de Pesquisas. (2008). Departamento de População e Indicadores Sociais. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Rio de Janeiro, RJ, 369p.

IGLESIA, M. R. de. (2004). *Avaliação de um sistema piloto composto de reator UASB seguido de lagoa aerada aeróbia e lagoa de decantação no tratamento de esgotos sanitários com elevada contribuição de despejos industriais*, Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Escola da Escola Politécnica, Departamento de Hidráulica e Sanitária, São Paulo, SP, 349p.

JORDÃO, E.P. e PESSÔA, C.A. (2005). *Tratamento de Esgotos Domésticos*. Segrac, Rio de Janeiro, 932p.

KUJAWA-ROELEVELD, K. e ZEEMAN, G. (2006). "Anaerobic treatment in decentralized and source-separation-based sanitation concepts," Reviews in: *Environmental Science and Bioresource Technology*, **5**(1), 115-139.

LEITÃO, R. C.; VAN HAANDEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. (2006)." The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review." *Bioresource Technology*, **97**(9), 1105-1118.

LEW, B.; TARRE, S.; BELAVSKI, M. e GREEN, M. (2004). "UASB reactor for domestic wastewater treatment at low temperatures: a comparison between a classical UASB and hybrid UASB-filter reactor." *Water Science and Technology*. **49**(11-12), 295–301.

- LUOSTARINEN, S. A. e RINTALA, J. A. (2005). "Anaerobic on-site treatment of black water and dairy parlour wastewater in UASB-septic tanks at low temperatures." *Water Research*, **39**(2-3), 436–448.
- LUOSTARINEN, S. e RINTALA, J. (2007). "Anaerobic on-site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB-septic tanks at low temperatures." *Bioresource Technology*, **98**(9), 1734–1740.
- LUOSTARINEN, S.; SANDERS, W.; KUJAWA-ROELEVELD, K. e ZEEMAN, G. (2007). "Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems." *Bioresource Technology*, **98**(5), 980–986.
- MAINIER, F. B. e VIOLA, E. D. M. (2005). "O sulfeto de hidrogênio (H_2S) e o meio ambiente." In: II Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia – SEGeT, Universidade Federal Fluminense (UFF), Niterói - RJ.
- METCALF & EDDY. (2003). "Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse." McGraw Hill, 4th Edition, New York.
- MORAES, L. de M. (2005). *Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgoto provenientes de reatores anaeróbios sequenciais*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, SP, 133p.
- MOUSSAVI, G.; KAZEMBEIGI, F. e FARZADKIA, M. (2010). "Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater." *Process Safety and Environmental Protection*, **88**(1), 47-52.
- OLIVEIRA, S. M. A. C. e VON SPERLING, M. (2005). Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - Análise de desempenho. Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). **10**(4), 347-357.
- PEREIRA-RAMIREZ, O; ANTUNES, R.; QUADRO, M. e KOETZ, P. (2003). "Comparação de desempenho do tratamento de efluente industrial por reator UASB-Híbrido." *R. bras. Agrociências*, **9** (2), 171-174.
- PIMENTA, M; KATO, M T; GAVAZZA, S.; FLORÊNCIO, L. (2005). "Desempenho de reatores piloto tipo UASB e híbrido para o tratamento de esgoto doméstico." In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1-7, Campo Grande, Brasil.
- PHILIPPI, L. S.; COSTA, R. H. R. e SEZERINO, P. H. (1999). "Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone." *Water Science and Technology*, **40**(3), 125-131.
- RAMOS, R. A. (2008). *Avaliação da influência da operação de descarte de lodo no desempenho dos reatores UASB em estações de tratamento de*

esgotos no Distrito Federal. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 133p.

- SANTANA, A. M. de (2008). *Avaliação de sistema composto por reatores anaeróbios e aeróbios para tratamento de águas residuárias de suinocultura*, Tese de Doutorado, Universidade Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, SP, 259p.
- SALDES, G.; MAGGI, R.C.; MARTINEZ, S.M.; DELGADILLO, E.C. (2008). "Tratamiento anaeróbico, en una y dos etapas, de águas residuales urbanas a temperatura ambiente." In: XXXI Congresso Interamericano AIDIS, Santiago, Chile.
- SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B.; HAMELLERS, H.V.M, e LETTINGA, G. (1998). "A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors." *Bioresource Technology*, **65**(3), p. 175-190.
- SILVA, G. H. R. da. (2001). *Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio, tratando esgoto sanitário: desempenho e operação*, Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Campinas, SP, 187p.
- SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. (2003). *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto*. Ministério das Cidades. Brasília.
- SONG, Z.; WILLIAMS, C.J. e EDYVEAN, R.G.J. (2003). "Tannery wastewater treatment using an upflow anaerobic fixed biofilm reactor (UAFBR)." *Environmental Engineering Science*, **20**(6), 587-599.
- SOUSA JUNIOR, O. L. de (2006). *Avaliação das valas de filtração como método de pós-tratamento de efluente anaeróbio: remoção natural de patógenos e nutrientes na aplicação de altas taxas hidráulicas*, Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, SP, 239p.
- TONETTI, A. L. (2004). *Pós-tratamento de efluente anaeróbio por filtros de areia*, Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, SP, 121p.
- TONETTI, A. L. (2008). *Tratamento de esgotos pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtros de areia*, Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, SP, 184p.

- TORRES, P. e FORESTI, E. (2001). "Domestic sewage treatment in a pilot system composed of UASB and SBR reactor." *Water Science and Technology*, **44**(4), 247-253.
- TSUTIYA, M. T. e SOBRINHO, P. A. (2000). *Coleta e transporte de esgoto sanitário*. 2a ed.– São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Politécnica da Universidade de São Paulo, 547p.
- VAN HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. (1994). Tratamento anaeróbio de esgoto. Um manual para regiões de clima quente. ed. Campina Grande, Brasil: Universidade Federal da Paraíba, 1994.
- VERSIANI, B. M. (2005). *Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do Campus da UFRJ*, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 78p.
- VIEIRA, W. L. da P. B., CARVALHO, E. H. e CAMPOS, L. C. (2005). "Desempenho do reator UASB da ETE Lages – Aparecida de Goiânia em sua fase inicial de operação." In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, Brasil.
- WILDERER, P.A. e SCHREFF, D. (2000). "Decentralized and centralized wastewater management: a challenge for technology developers." *Water science and technology*, **41**(1), 1–8.
- WU, S.; AUSTIN, D.; LIU, L. e DONG, R. (2011) "Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas." *Bioresource Technology*, **37**(6), 948-954.