

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

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMA
DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO
COMPOSTO DE REATOR UASB SEGUIDO DE
LODO ATIVADO: ESTUDO DE CASO DA ETE
BETIM CENTRAL-MG**

Pollyane Diniz Saliba

Belo Horizonte

2016

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMA DE
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO
COMPOSTO DE REATOR UASB SEGUIDO DE LODO
ATIVADO: ESTUDO DE CASO DA ETE BETIM
CENTRAL - MG**

Pollyane Diniz Saliba

Pollyane Diniz Saliba

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Professor Marcos von Sperling

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2016

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

AGRADECIMENTOS

O sentimento de gratidão esteve presente em todo o transcorrer do mestrado e também se faz presente no momento de sua culminação.

O conhecimento é algo de muito valor e, quando repassado por pessoas especiais, apresentam um significado ainda maior. Quero pois, agradecer a meu orientador, Professor Marcos von Sperling, por todo conhecimento repassado e também pelo exemplo de paciência, dedicação e entusiasmo.

Agradeço também a todos que, de alguma forma, colaboraram para que esse projeto se concretizasse. Não será possível citar aqui o nome de todos que se fizeram muito importantes nesse processo, mas gostaria de destacar alguns. Sou grata a meus pais, Salomão e Rosilene, e a minha irmã Samantha, além de todos os familiares, pelo apoio que me oferecem em toda situação que vivo. A meu namorado, Luís Antônio, pela paciência e estímulos durante a realização desse trabalho. A meus amigos, com os quais eu compartilhava muitas vivências relacionadas ao mestrado. Aos colegas da COPASA, que colaboraram com informações e estímulos, em especial Filipe, Edmar, Fernando, Sirlei e Saulo. Aos colegas e professores da UFMG, pelo conhecimento.

Por fim, não poderia deixar de expressar o sentimento de gratidão a Deus, pela oportunidade de viver e de aprender, e aos queridos amigos da Logosofia, que me enchem de estímulos para buscar ser melhor a cada dia.

RESUMO

O objetivo do presente estudo é a avaliação, em escala real, do comportamento de um sistema composto por reator UASB seguido de lodo ativado para tratamento de esgoto sanitário. Foi escolhida a Estação de Tratamento de Esgoto Betim Central, localizada no estado de Minas Gerais e com capacidade de projeto para tratar uma vazão média afluente de 514 L/s. Essa estação é operada pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA, sendo supervisionada com o subsídio de medições e análises físico-químicas e bacteriológicas. O estudo consistiu no tratamento estatístico dos dados de monitoramento da estação no período de julho de 2010 (início de operação da ETE) até julho de 2014.

Os resultados encontrados sugerem que esse sistema é bastante adequado para o tratamento de esgoto sanitário, apresentando elevadas eficiências médias globais de remoção de DBO (94%), DQO (91%), amônia (76%), sólidos sedimentáveis (95%) e em suspensão totais (92%). Porém, conforme esperado, esse sistema, tal como projetado, não se mostrou eficaz para a remoção de nutrientes, fosfato (34%) e nitrogênio (38%), e coliformes (99,84%). No que diz respeito ao padrão de lançamento de DBO, DQO, sólidos sedimentáveis e em suspensão, para o estado de Minas Gerais, o efluente final da ETE foi capaz de atendê-los integralmente durante todo o período de monitoramento, com exceção do parâmetro sólidos sedimentáveis que, mesmo assim, apresentou uma alta conformidade (95%).

Apesar de ter sido dimensionada como lodo ativado convencional, no início da operação a ETE Betim Central operou com condições características de sistema de aeração prolongada, devido à baixa carga afluente. Além disso, não foi observada influência dos parâmetros operacionais e de projeto na qualidade do efluente em termos de remoção de matéria orgânica, à exceção da carga de DBO afluente ao tanque de aeração e da idade do lodo nessa unidade.

A temperatura foi um dos fatores que mais influenciaram a nitrificação, cuja eficiência média foi de 76%. As condições de idade do lodo e relação A/M para a nitrificação do efluente do reator UASB foram atendidas em grande parte do período de monitoramento. A desnitrificação na ETE Betim Central ocorreu de forma modesta (62%), porém, superou as expectativas, considerando o projeto (30%).

Observou-se uma adequada digestão do lodo e a desidratação apresentou-se dentro da faixa indicada para centrífugas, produzindo uma torta com concentração de sólidos média de 23%.

ABSTRACT

The aim of this study is to evaluate, in real scale, the behavior of a system consisting a reactor UASB followed by activated sludge for treatment of domestic sewage. The facilities in Betim Central Wastewater Treatment Plant, located in the state of Minas Gerais and capable of treating an average flow of 514 L/s, were chosen as subject. The station is operated by the Sanitation Company of Minas Gerais - COPASA, being supervised with the aid of measurements and physical-chemical and bacteriological analyzes. The study consisted in treating statistically the station monitoring data from July 2010 (operational beginning of the WWTP) to July 2014.

The results suggest that the system is well suited for the treatment of sewage, presenting high global average removal efficiencies of BOD (94%), COD (91%), ammonia (76%), settling solids (95%) and total suspended solids (92%). However, as expected, this system, as designed, was not effective on the removal of the nutrients, phosphate (34%) and nitrogen (38%), and coliforms (99.84%). Regarding the release pattern of BOD, COD, settleable solids and suspended solids for the state of Minas Gerais, the final effluent from the WWTP was able to serve them fully throughout the monitoring period, except for the parameter settleable solids that still had a high compliance (95%).

Despite of being scaled for the conventional activated sludge, at the beginning, Betim Central WWTP operated with standard conditions of extended aeration system, due to the low affluent load. Furthermore, no influence of the operating parameters and design on the quality of the effluent was observed, in terms of organic matter removal, except for the affluent BOD load to the aeration tank and the sludge age.

The temperature was one of the factors that influenced nitrification most, with average efficiency of 76%. The conditions of the sludge age and the A/M relation for nitrification of reactor UASB effluent were attended in most part of monitoring period. The denitrification in Betim Central WWTP happened modestly (62%), however, exceeded expectations considering the project (30%).

It was observed the proper digestion of the sludge, and the dewatering was within the stated range for centrifuges, producing a cake with an average concentration of 23% of solids.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	VI
LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	XI
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3 REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1 PROCESSO DE TRATAMENTO COMPOSTO POR REATOR UASB SEGUIDO DE LODO ATIVADO.....	4
3.2 VALORES TÍPICOS DOS PARÂMETROS DE PROJETO E OPERAÇÃO PARA AS UNIDADES REATOR UASB, TANQUE DE AERAÇÃO E DECANTADOR SECUNDÁRIO	7
3.2.1 Reator UASB	7
3.2.2 Tanque de aeração do lodo ativado	9
3.2.3 Decantador secundário do lodo ativado	13
3.3 NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO EM SISTEMAS COMPOSTOS POR REATOR UASB SEGUIDO DE LODO ATIVADO.....	17
3.3.1 Fatores influentes na nitrificação.....	18
3.3.2 Vantagens da desnitrificação no sistema de lodos ativados.....	24
3.4 GERENCIAMENTO DA FASE SÓLIDA	25
3.4.1 Estabilização dos lodos de esgoto	26
3.4.2 Remoção da umidade de lodos de esgoto	28
3.4.3 Disposição final.....	30
4 A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO BETIM CENTRAL.....	32
4.1 DESCRIÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DOS ESGOTOS DA ETE BETIM CENTRAL	36
4.1.1 Tratamento preliminar	36
4.1.2 Reator UASB	38
4.1.3 Reator aeróbio de lodos ativados	39
4.1.4 Decantador secundário	41
4.1.5 Unidades da fase sólida.....	42
4.2 CARACTERÍSTICAS DE PROJETO DAS UNIDADES	44
5 MATERIAL E MÉTODOS	46
5.1 LEVANTAMENTO E SISTEMATIZAÇÃO DOS DADOS	46
5.2 ESTATÍSTICA DESCRITIVA E TRATAMENTO DOS DADOS	48
5.3 TESTE ESTATÍSTICO U DE MANN-WHITNEY.....	49
5.4 SÉRIES TEMPORAIS	49
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
6.1 VAZÃO E CARGA AFLUENTE À ETE.....	49
6.2 AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES E DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO	50
6.2.1 DBO - demanda bioquímica de oxigênio.....	51
6.2.2 DBO solúvel.....	56
6.2.3 DQO – demanda química de oxigênio.....	59
6.2.4 DQO solúvel	64
6.2.5 Sólidos sedimentáveis	67
6.2.6 Sólidos em suspensão totais.....	69
6.2.7 Nitrogênio.....	72
6.2.8 Fósforo	83
6.2.9 Coliformes	85

6.3	RESUMO DA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA FASE LÍQUIDA	88
6.3.1	<i>Concentrações e eficiência de remoção</i>	88
6.3.2	<i>Atendimento à legislação ambiental</i>	89
6.3.3	<i>Avaliação do fenômeno de sazonalidade</i>	91
6.4	ATENDIMENTO AOS PARÂMETROS DE PROJETO E INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS NA QUALIDADE DO EFLUENTE TRATADO	93
6.4.1	<i>Reator UASB</i>	94
6.4.2	<i>Reator de lodo ativado – tanque de aeração</i>	97
6.4.3	<i>Etapa de lodo ativado – decantador secundário</i>	106
6.5	AVALIAÇÃO DOS PROCESSOS DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO NO REATOR DE LODO ATIVADO	113
6.5.1	<i>Nitrificação</i>	113
6.5.2	<i>Desnitrificação</i>	121
6.6	AVALIAÇÃO DA FASE SÓLIDA.....	124
6.6.1	<i>Características gerais do lodo nas diversas etapas da fase sólida</i>	124
6.6.2	<i>Digestão anaeróbia do lodo aeróbio</i>	128
6.6.3	<i>Desidratação do lodo</i>	132
7	CONCLUSÕES	135
8	RECOMENDAÇÕES	137
	REFERÊNCIAS	138

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Valores típicos do efluente tratado pelo sistema UASB-lodo ativado	4
Tabela 3.2 Concentração média do afluente de cada unidade e do efluente final para três fases de operação	4
Tabela 3.3 Eficiência de remoção de DQO de cada unidade e do sistema global para três fases de operação	5
Tabela 3.4 Concentração do efluente e eficiência de remoção de DBO, DQO e SST, do reator UASB, de duas ETEs na Índia.....	6
Tabela 3.5 Concentração do efluente e eficiência de remoção de DBO, DQO e SST, do lodo ativado, de duas ETEs na Índia	6
Tabela 3.6 Concentração do efluente e eficiência de remoção de coliformes, amônia, nitrato e fósforo, do lodo ativado, de duas ETEs na Índia.....	6
Tabela 3.7 Concentrações de DBO e DQO em vários pontos de monitoramento do sistema de tratamento composto por reator UASB seguido de lodo ativado investigado por Mungray e Murthy (2014)	7
Tabela 3.8 Sedimentabilidade e idade do lodo em sistemas de lodo ativado.....	13
Tabela 3.9 Valores dos coeficientes m e n em função das faixas de sedimentabilidade.....	15
Tabela 3.10 Eficiência de remoção de nitrogênio e matéria orgânica em um sistema de tratamento composto por reator UASB seguido de lodo ativado, para diferentes razões de recirculação.....	18
Tabela 3.11 Características de alguns tipos de lodo.....	26
Tabela 3.12 Parâmetros típicos para dimensionamento de digestores anaeróbios.....	27
Tabela 3.13 Parâmetros de monitoramento do digestor anaeróbio e faixas recomendadas	28
Tabela 4.1 Valores de projeto da ETE Betim Central	35
Tabela 4.2 Características das unidades componentes da ETE Betim Central	45
Tabela 6.1 Estatística descritiva da vazão e da carga de DBO afluente à ETE Betim Central	50
Tabela 6.2 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DBO (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	51
Tabela 6.3 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DBO total do afluente, de DBO solúvel (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção biológica (%) das unidades da ETE Betim Central	57
Tabela 6.4 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DQO (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	59
Tabela 6.5 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DQO total do afluente, de DQO solúvel (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência biológica de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	65
Tabela 6.6 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de sólidos sedimentáveis (mL/L) do afluente e do efluente das unidades da ETE Betim Central.....	68
Tabela 6.7 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de sólidos em suspensão totais (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	70
Tabela 6.8 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de nitrogênio (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central ...	73
Tabela 6.9 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de fosfato total (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central ...	83
Tabela 6.10 Estatísticas descritivas referentes às concentrações e à eficiência de remoção de <i>Escherichia coli</i> da ETE Betim Central	86

Tabela 6.11 Estatísticas descritivas referentes às concentrações e à eficiência de remoção dos parâmetros estudados e monitorados na ETE Betim Central	89
Tabela 6.12 Percentual de atendimento ao padrão de lançamento em Minas Gerais (Deliberação Normativa COPAM/CERH 01/2008)	90
Tabela 6.13 Sazonalidade no esgoto bruto, no efluente final e na eficiência global de remoção	92
Tabela 6.14 Estatísticas descritivas referentes aos parâmetros de projeto e operacionais das unidades da ETE Betim Central	94
Tabela 6.15 Estatísticas descritivas referentes à eficiência de nitrificação na etapa de lodo ativado da ETE Betim Central	114
Tabela 6.16 Estatísticas descritivas referentes aos parâmetros de influência e fatores de correção da taxa de crescimento das bactérias nitrificantes no tanque de aeração da ETE Betim Central.....	116
Tabela 6.17 Estatísticas descritivas referentes à eficiência de desnitrificação na etapa de lodo ativado da ETE Betim Central.....	122
Tabela 6.18 Estatísticas descritivas referentes às características do lodo nas diversas etapas da fase sólida da ETE Betim Central.....	125
Tabela 6.19 Estatísticas descritivas dos parâmetros operacionais da etapa de digestão anaeróbia do lodo aeróbio da ETE Betim Central	129
Tabela 6.20 Estatísticas descritivas dos parâmetros de controle da etapa de desidratação do lodo da ETE Betim Central	133

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 Mapa de localização da ETE Betim Central	32
Figura 4.2 Foto aérea da ETE Betim Central	32
Figura 4.3 Fluxograma e pontos de amostragem da ETE Betim Central	34
Figura 4.4 Unidades do tratamento preliminar da ETE Betim Central	37
Figura 4.5 Reatores UASB da ETE Betim Central	39
Figura 4.6 Tanque de aeração e sopradores da ETE Betim Central	40
Figura 4.7 Decantador secundário e efluente final da ETE Betim Central	42
Figura 4.8 Unidades da fase sólida – desidratação da ETE Betim Central	44
Figura 5.1 Coletor de amostras compostas – esgoto bruto afluente à ETE Betim Central	47
Figura 6.1 Série temporal da vazão (m ³ /dia) e da carga de DBO (kgDBO/dia) afluente à ETE Betim Central.....	50
Figura 6.2 Séries temporais das concentrações de DBO (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	52
Figura 6.3 Box-plot das concentrações de DBO (mg/L) afluente e efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	53
Figura 6.4 Balanço de massa da DBO (valores médios) ao longo do tratamento da ETE Betim Central	55
Figura 6.5 Séries temporais das concentrações de DBO solúvel (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência biológica (%) das unidades da ETE Betim Central	57
Figura 6.6 Box-plot das concentrações de DBO solúvel (mg/L) afluente e efluente e da eficiência biológica de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	59
Figura 6.7 Séries temporais das concentrações de DQO (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central	61
Figura 6.8 Box-plot das concentrações de DQO (mg/L) afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades de tratamento da ETE Betim Central	62
Figura 6.9 Balanço de massa da DQO (valores médios) ao longo do tratamento da ETE Betim Central	63
Figura 6.10 Séries temporais das concentrações de DQO solúvel (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência biológica das unidades da ETE Betim Central	66
Figura 6.11 Box-plot das concentrações de DQO solúvel (mg/L) afluente e efluente e da eficiência biológica de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	67
Figura 6.12 Séries temporais e box plot das concentrações de sólidos sedimentáveis (mL/L) do afluente e efluente das unidades da ETE Betim Central	69
Figura 6.13 Séries temporais das concentrações de sólidos em suspensão totais (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central	71
Figura 6.14 Box-plot das concentrações de sólidos em suspensão totais (mg/L) afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades de tratamento da ETE Betim Central	72
Figura 6.15 Séries temporais das concentrações de nitrogênio orgânico (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central	75
Figura 6.16 Box-plot das concentrações de nitrogênio orgânico (mg/L) afluente e efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	75
Figura 6.17 Séries temporais das concentrações de nitrogênio amoniacal (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central	76
Figura 6.18 Box-plot das concentrações de nitrogênio amoniacal (mg/L) afluente e efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	77
Figura 6.19 Séries temporais e box-plot das concentrações de nitrito e nitrato (mg/L) do efluente final da ETE Betim Central	78

Figura 6.20 Séries temporais das concentrações de nitrogênio total (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central	78
Figura 6.21 Box-plot das concentrações de nitrogênio total (mg/L) afluente e efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central	79
Figura 6.22 Balanço de massa do nitrogênio (valores médios) ao longo do tratamento da ETE Betim Central.....	81
Figura 6.23 Séries temporais das concentrações de fosfato total (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central	84
Figura 6.24 Box-plot das concentrações de fosfato total (mg/L) afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades de tratamento da ETE Betim Central.....	85
Figura 6.25 Séries temporais das concentrações de <i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL) no afluente e efluente e da eficiência (unidades log) da ETE Betim Central	87
Figura 6.26 Box-plot das concentrações de <i>Escherichia coli</i> afluente e efluente (NMP/100mL) e da eficiência (unidade log) da ETE Betim Central	87
Figura 6.27 Série temporal do tempo de detenção hidráulica (h) no reator UASB.....	95
Figura 6.28 Séries temporais do TDH (h), da DBO total efluente (mg/L) e da eficiência (%) no reator UASB	96
Figura 6.29 Série temporal da velocidade ascensional (m/h) no reator UASB.....	96
Figura 6.30 Séries temporais da velocidade ascensional (m/h), da DBO total efluente (mg/L) e da eficiência (%) no reator UASB	97
Figura 6.31 Série temporal da carga de DBO (kgDBO/dia) afluente ao tanque de aeração do reator de lodo ativado	98
Figura 6.32 Séries temporais da carga de DBO afluente (kg/dia), da DBO solúvel efluente (mg/L) e da eficiência biológica (%) no tanque de aeração	99
Figura 6.33 Série temporal do tempo de detenção hidráulica (h) do reator de lodo ativado....	99
Figura 6.34 Séries temporais do TDH (h), da DBO solúvel efluente (mg/L) e da eficiência biológica (%) no tanque de aeração.....	100
Figura 6.35 Séries temporais da concentração de sólidos em suspensão voláteis e totais no tanque de aeração (mg/L) e da relação SSVTA/SSTA.....	101
Figura 6.36 Séries temporais do SSVTA/SSTA, da DBO solúvel efluente (mg/L) e da eficiência biológica (%) no tanque de aeração	102
Figura 6.37 Série temporal da idade do lodo (dias) no tanque de aeração do reator de lodo ativado	102
Figura 6.38 Séries temporais da idade do lodo (dias), da DBO solúvel efluente (mg/L) e da eficiência biológica (%) no tanque de aeração	103
Figura 6.39 Série temporal da relação alimento/microrganismo (kgDBO/kgSSV.d) no tanque de aeração do reator de lodo ativado	104
Figura 6.40 Séries temporais de A/M (kgDBO/kgSSV.d) e de SSVTA/SSTA no tanque de aeração do reator de lodo ativado	105
Figura 6.41 Séries temporais de A/M (kgDBO/kgSSV.d) e da idade do lodo (dias) no tanque de aeração do reator de lodo ativado	105
Figura 6.42 Séries temporais da relação A/M (kgDBO/kgSSVTA.d), da DBO solúvel efluente (mg/L) e da eficiência biológica (%) no tanque de aeração	106
Figura 6.43 Série temporal da taxa de aplicação hidráulica TAH (m ³ /m ² .dia) no decantador secundário.....	107
Figura 6.44 Séries temporais da TAH (m ³ /m ² .dia), da DBO total efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário.....	107
Figura 6.45 Séries temporais da TAH (m ³ /m ² .dia), da DBO particulada efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário.....	108

Figura 6.46 Séries temporais da TAH ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$), de SST efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário	108
Figura 6.47 Séries temporais da taxa de aplicação de sólidos ($\text{kg}/\text{m}^2.\text{h}$) e do fluxo limite de sólidos ($\text{kg}/\text{m}^2.\text{h}$) no decantador secundário	109
Figura 6.48 Séries temporais da relação “fluxo de sólidos aplicado / fluxo limite de sólidos”, da DBO total efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário.....	110
Figura 6.49 Séries temporais da relação “fluxo de sólidos aplicado / fluxo limite de sólidos”, da DBO particulada efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário	110
Figura 6.50 Séries temporais da relação “fluxo de sólidos aplicado / fluxo limite de sólidos”, SST efluente (mg/L) e da eficiência de remoção (%) no decantador secundário.....	110
Figura 6.51 Série temporal do índice volumétrico do lodo (mL/g) no decantador secundário	112
Figura 6.52 Séries temporais do IVL (mL/g), da DBO total efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário	112
Figura 6.53 Séries temporais do IVL (mL/g), da DBO particulada efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário.....	112
Figura 6.54 Séries temporais do IVL (mL/g), de SST efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário	113
Figura 6.55 Séries temporais da eficiência de nitrificação (%) no tanque de aeração da ETE Betim Central e das concentrações afluente e efluente de NTK (mg/L)	115
Figura 6.56 Séries temporais da eficiência de nitrificação (%) e dos parâmetros de influência da taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes no tanque de aeração da ETE Betim Central.....	117
Figura 6.57 Séries temporais do nitrogênio amoniacal efluente (mg/L), da eficiência de nitrificação (%) e das idades do lodo aeróbia real e requerida (dias) no tanque de aeração da ETE Betim Central	120
Figura 6.58 Série temporal da eficiência de desnitrificação (%) na etapa de lodo ativado da ETE Betim Central	122
Figura 6.59 Séries temporais da eficiência de desnitrificação (%) na etapa de lodo ativado da ETE Betim Central e da concentração de sólidos em suspensão totais do efluente final (mg/L)	123
Figura 6.60 Série temporal e box-plot das concentrações de sólidos totais nas diversas etapas da fase sólida da ETE Betim Central (médias mensais).....	126
Figura 6.61 Série temporal e box-plot da relação STV/ST nas diversas etapas da fase sólida da ETE Betim Central (médias mensais)	126
Figura 6.62 Séries temporais de SSLR medida e calculada (mg/L) e da relação SSLR medida / calculada na ETE Betim Central	127
Figura 6.63 Gráficos de série temporal e box-plot dos parâmetros operacionais da etapa de digestão do lodo da ETE Betim Central	130
Figura 6.64 Gráficos de série temporal e box-plot dos parâmetros de controle da etapa de desidratação do lodo da ETE Betim Central	133
Figura 6.65 Séries temporais das concentrações de sólidos no lodo desidratado e no clarificado da ETE Betim Central	134

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

A	Área
Aer.	Aeração
Afl.	Afluente
A/M	Alimento por microrganismo
CDV	Caixa distribuidora de vazão
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais
C. fecais	Coliformes fecais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CT	Coliformes totais
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DESA	Departamento de Engenharia Sanitária
DN	Deliberação Normativa
DQO	Demanda química de oxigênio
DS	Decantador secundário
E. coli	Escherichia coli
Ef.	Eficiência
Efl.	Efluente
ETE	Estação de tratamento de esgoto
IVL	Índice volumétrico do lodo
K _N	Concentração de meia saturação de amônia
K _o	Coeficiente de saturação para o oxigênio
LA	Lodo ativado
MG	Minas Gerais
N	Nitrogênio
NBR	Norma brasileira
NH ₄ ⁺	Amônia ionizada (ou íon amônio)
NMP	Número mais provável
NT	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
PAC	Policloreto de alumínio
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
Q	Vazão
Q _{ex}	vazão de lodo excedente
Q _r	vazão de recirculação
RLA	Reator de lodo ativado
S _o	Concentração de DBO afluente
Ssed.	Sólidos sedimentáveis
SST	Sólidos suspensos totais
SSTA	Sólidos suspensos totais no tanque de aeração
SSV	Sólidos suspensos voláteis
SSVTA	Sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis

T	Temperatura
TAH	Taxa de aplicação hidráulica
TAS	Taxa de aplicação de sólidos
TDH	Tempo de detenção hidráulica
θ	Coefficiente de temperatura
θ_c	Idade do lodo requerida para a nitrificação total
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
μ	Taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes
$\mu_{m\acute{a}x}$	Taxa de crescimento específica máxima
v	Velocidade ascensional
V	Volume
X_v	Concentração de sólidos em suspensão voláteis no reator
X_{ve}	Concentração de sólidos em suspensão voláteis no efluente
X_{vr}	Concentração de sólidos em suspensão voláteis no lodo de retorno

1 INTRODUÇÃO

Os reatores UASB têm sido uma tecnologia de tratamento de esgoto doméstico muito utilizada, principalmente em regiões tropicais (VERSTRAETE; VANDEVIVERE, 1999). Assim é uma tecnologia muito disseminada em países como Brasil, Colômbia e Índia (NOYOLA *et al.*, 2012; CHERNICHARO *et al.*, 2015; CHERNICHARO *et al.*, 2015); e vêm ganhando espaço em outros países, como Indonésia e Angola (KHAN *et al.*, 2014). Isso se deve principalmente às características climáticas e por se tratar de um sistema mais econômico e de simples operação. Além disso, quando comparada com outras formas de tratamento, a digestão anaeróbia é benéfica tendo em vista a menor produção de lodo excedente e a necessidade de áreas menores para sua instalação (CHONG *et al.*, 2012; CHERNICHARO *et al.*, 2015; CHERNICHARO *et al.*, 2015).

No entanto, limitações desse tipo de tratamento são a remoção incompleta de matéria orgânica, organismos patogênicos e nutrientes (CHONG *et al.*, 2012; CASTILLO; CECCHI; MATA-ALVAREZ, 1997). Segundo van Haandel e Lettinga (1994), o reator UASB é capaz de reduzir cerca de 65 a 80% de material orgânico, porém apresenta pouco efeito na remoção de nitrogênio e fósforo e pode gerar um aumento na concentração de amônia no efluente. Resultados semelhantes foram encontrados por Khan *et al.* (2014), que relataram que essa tecnologia apresenta eficiência de remoção de DBO e sólidos em suspensão variando de 55 a 75%. Porém, o efluente pode apresentar concentração de DBO acima de 60 mg/L e de sólidos em suspensão variando de 50 a 150 mg/L. A remoção de coliformes termotolerantes é menor que 90% e quase não há remoção de nitrogênio e fósforo.

Sendo assim, é comum a utilização de reator UASB seguido de um pós-tratamento com a finalidade de adequar o efluente aos padrões requeridos pela legislação ambiental e proteger os corpos d'água receptores (MERGAERT; VANDERHAEGEN; VERSTRAETE, 1992; CHERNICHARO, 2006). De acordo com Mungray e Murthy (2014), o principal objetivo de um processo aeróbio como pós-tratamento de uma etapa anaeróbia é a melhoria da qualidade do efluente final, com vistas à proteção da saúde pública e do meio ambiente e ao reuso da água.

Segundo Kassab *et al.* (2010), a configuração de tratamento anaeróbio seguido pelo tratamento aeróbio apresenta contribuições significativas no desempenho geral dos sistemas,

principalmente no que diz respeito à redução no consumo de energia e na produção de lodo, quando comparado com o sistema aeróbio convencional. No entanto, existe a necessidade de avaliação do desempenho desses sistemas em escala real (KASSAB *et al.*, 2010; KHAN *et al.*, 2011), de forma a produzir parâmetros de projeto e operação, que possam ser usados no meio técnico.

A Estação de Tratamento de Esgoto Betim Central está situada a jusante da cidade de Betim, na Região Metropolitana de Belo Horizonte - MG, e apresenta capacidade de projeto para tratar 514 L/s. É operada pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA, sendo supervisionada com o subsídio de análises físico-químicas, que são realizadas nos laboratórios da própria empresa.

Tendo em vista a necessidade de verificação desse sistema de tratamento (reator UASB seguido de lodos ativados), entende-se que o estudo de dados concretos de monitoramento e referentes a uma estação de grande porte (capaz de atender 370.000 habitantes) é importante para a consolidação do processo. Sendo assim, espera-se que o estudo da avaliação do desempenho da ETE Betim Central colabore para maior compreensão e conhecimento desse tipo de configuração, de grande importância potencial para o país.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

O objetivo do presente trabalho é a avaliação do comportamento do sistema de tratamento de esgoto composto por reator UASB seguido de lodo ativado, componente da ETE Betim Central – MG, em escala real.

2.2 *Objetivos específicos*

- Avaliar as concentrações afluentes e efluentes e as eficiências de remoção, em cada etapa do tratamento e no sistema como um todo;
- Avaliar a qualidade do efluente tratado no que diz respeito ao atendimento a padrões de lançamento;
- Avaliar as condições operacionais em termos dos parâmetros do projeto da ETE e da literatura pertinente;
- Avaliar a influência das condições de carga e de fatores ambientais no desempenho das unidades do tratamento;
- Avaliar os processos de nitrificação e desnitrificação na linha de tratamento;
- Avaliar as características do lodo em cada etapa do sistema e o desempenho das unidades da fase sólida.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Processo de tratamento composto por reator UASB seguido de lodo ativado

A singularidade da configuração reator UASB seguido de lodos ativados é que o primeiro substitui o tanque de sedimentação primária, existente no sistema de lodos ativados convencional. Essa configuração deve ser avaliada com bastante atenção, já que apresenta boa remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e amônia, porém praticamente não apresenta eficiência significativa na remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo (CHERNICHARO, 2006). A Tabela 3.1 apresenta valores típicos da qualidade do efluente tratado por essa configuração.

Tabela 3.1 Valores típicos do efluente tratado pelo sistema UASB-lodo ativado

DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Amônia (mg/L)
40 - 100	100 - 200	30 - 90	10 - 15

Fonte: adaptado de von Sperling e Chernicharo (2002)

Von Sperling, Freire e Chernicharo (2001) estudaram uma planta, em escala piloto, composta de reator UASB seguido de lodo ativado, para tratamento de esgoto doméstico. As Tabelas 3.2 e 3.3 apresentam, respectivamente, os valores de concentração de alguns parâmetros e a eficiência de remoção de DQO em três das cinco fases estudadas: uma em que a vazão afluente era variável (III); outra em que o tempo de detenção do reator UASB foi reduzido para aumentar a matéria orgânica no lodo ativado (IV); e outra em que 20% do esgoto bruto foi direcionado para o reator aeróbio também com o objetivo de aumentar a matéria orgânica nessa unidade (V).

Tabela 3.2 Concentração média do afluente de cada unidade e do efluente final para três fases de operação

Parâmetro	Fase III			Fase IV			Fase V		
	Afl UASB	Afl LA	Efl Final	Afl UASB	Afl LA	Efl Final	Afl UASB	Afl LA	Efl Final
DQO média (mg/L)	555	85	56	386	119	58	557	180	128
DQO solúvel média (mg/L)	262	53	30	206	62	30	243	66	63
SST (mg/L)	115	21	15	120	34	18	141	53	99
SSV (mg/L)	99	19	14	107	31	16	129	46	48
SST no tanque de aeração (mg/L)			1415			1335			1055
SSV no tanque de aeração (mg/L)			1218			1158			928

Fonte: adaptado de von Sperling, Freire e Chernicharo (2001)

Tabela 3.3 Eficiência de remoção de DQO de cada unidade e do sistema global para três fases de operação

Fase	UASB	Lodo ativado	UASB-lodo ativado
III	85%	43%	91%
IV	69%	51%	85%
V	68%	50%	-

Fonte: adaptado de von Sperling, Freire e Chernicharo (2001)

Tawfik, Sobhey e Badawy (2008) estudaram, em escala de laboratório, o sistema combinado UASB-lodo ativado para o tratamento de esgoto de laticínio juntamente com esgoto doméstico, encontrando bons resultados de remoção de matéria orgânica. Nesse estudo, foi aplicada carga orgânica de 3,4 kgDQO/m³.dia no reator UASB, o qual apresentou uma eficiência de remoção de DQO, DBO, SST, SSV e fósforo de, respectivamente, 69%, 79%, 72%, 75% e 63%. O sistema combinado gerou uma eficiência global de remoção de 98,9% para DQO e 99,6% para DBO, concluindo ser uma tecnologia viável para o tratamento de esgoto de indústria de laticínio juntamente com esgoto doméstico. No entanto, a remoção de coliformes totais e termotolerantes foi limitada, apresentando eficiências de 94,7% e 97,75% respectivamente. Isso está em conformidade com o resultado obtido por Mungray e Patel (2011), que mostraram que o efluente do sistema combinado de reator UASB seguido por lodo ativado ainda continha número elevado de coliformes totais e termotolerantes.

Khan *et al.* (2014) estudaram 10 estações de tratamento de esgoto compostas de reator UASB, localizadas em várias cidades da Índia. Dessas dez estações, duas apresentavam o sistema de lodo ativado como pós-tratamento do efluente do reator UASB: a ETE Vadodara e a ETE Surat. As Tabelas 3.4 e 3.5 apresentam valores de eficiência de remoção e concentração do efluente para os parâmetros DBO, DQO e sólidos em suspensão totais para as unidades de reator UASB e de lodo ativado, respectivamente, para essas duas ETES. Para a unidade de lodos ativados, a eficiência de remoção e a concentração do efluente de coliformes, amônia, nitrato e fósforo são mostradas na Tabela 3.6.

Tabela 3.4 Concentração do efluente e eficiência de remoção de DBO, DQO e SST, do reator UASB, de duas ETES na Índia

ETE	Capacidade (L/s)	UASB		DBO		DQO		SST	
		TDH (h)	Volume total (m³)	Efluente do UASB (mg/L)	Eficiência do UASB (%)	Efluente do UASB (mg/L)	Eficiência do UASB (%)	Efluente do UASB (mg/L)	Eficiência do UASB (%)
Vadodara	498	7	14680	68	60	163	62	89	54
Surat	1157	8,5	39200	135	47	402	42	142	40

Fonte: adaptado de Khan *et al.* (2014)

Tabela 3.5 Concentração do efluente e eficiência de remoção de DBO, DQO e SST, do lodo ativado, de duas ETES na Índia

ETE	Capacidade (L/s)	Lodo ativado		DBO		DQO		SST	
		TDH (h)	Volume total (m³)	Efluente do LA (mg/L)	Eficiência do LA (%)	Efluente do LA (mg/L)	Eficiência do LA (%)	Efluente do LA (mg/L)	Eficiência do LA (%)
Vadodara	498	6	10816	13	80	35	75	21	82
Surat	1157	3	21120	18,5	86	77	81	45	65

Fonte: adaptado de Khan *et al.* (2014)

Tabela 3.6 Concentração do efluente e eficiência de remoção de coliformes, amônia, nitrato e fósforo, do lodo ativado, de duas ETES na Índia

ETE	Capacidade (L/s)	Lodo ativado		Coliforme termotolerante		Amônia		Nitrato		Fósforo	
		TDH (h)	Volume total (m³)	Concentração efl. do LA (mg/L)	Eficiência do LA (%)	Concentração efl. do LA (mg/L)	Eficiência do LA (%)	Concentração efl. do LA (mg/L)	Eficiência do LA (%)	Concentração efl. do LA (mg/L)	Eficiência do LA (%)
Vadodara	498	6	10816	43000	90	14,67	62	2,7	29	3,97	24
Surat	1157	3	21120	23000	90	7,5	82	6,5	-	3,95	2,5

Fonte: adaptado de Khan *et al.* (2014)

Na avaliação das dez estações de tratamento localizadas na Índia, Khan *et al.* (2014) constataram, como esperado, uma baixa remoção de coliformes termotolerantes (90%) pelos reatores UASB e, para o sistema completo UASB-lodo ativado, encontraram uma eficiência de remoção de coliformes termotolerantes de 99%. Com base na avaliação global, concluíram que o lodo ativado é capaz de remover o nitrogênio e a matéria orgânica do efluente do reator UASB.

Mungray e Murthy (2014) estudaram as mesmas duas plantas de tratamento com reator UASB seguido de lodo ativado, avaliadas por Khan *et al.* (2014). Nesse estudo, foram encontradas eficiências de remoção de DBO de 42% e 35% no reator UASB; e eficiências de 83% e 89% na unidade de lodo ativado. Dessa forma, diferentemente do encontrado por von Sperling, Freire e Chernicharo (2001), a eficiência de remoção de DBO foi maior no reator de lodos ativados do que no reator UASB. Os desempenhos dessas duas plantas, de 498 L/s e 1.157

L/s, foram muito semelhantes, com eficiência global de remoção de DBO de 93% e 93%; e remoção de DQO de 84,3% e 83,4, respectivamente. A Tabela 3.7 apresenta as concentrações de DBO e DQO no esgoto bruto, no efluente do UASB e no efluente final dessas duas estações de tratamento.

Tabela 3.7 Concentrações de DBO e DQO em vários pontos de monitoramento do sistema de tratamento composto por reator UASB seguido de lodo ativado investigado por Mungray e Murthy (2014)

Planta (capacidade)	Ponto de amostragem	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)
498 L/s	Esgoto bruto	223	784
	Efluente do UASB	129	594
	Efluente final	16	123
1157 L/s	Esgoto bruto	240	695
	Efluente do UASB	157	439
	Efluente final	17	115

Fonte: adaptado de Mungray e Murthy (2014)

3.2 Valores típicos dos parâmetros de projeto e operação para as unidades reator UASB, tanque de aeração e decantador secundário

Na configuração UASB-lodos ativados, o reator UASB substitui o decantador primário e ainda supre a necessidade do digestor de lodo. Assim, as principais unidades componentes da fase líquida desse sistema são: reator UASB, tanque de aeração e decantador secundário. A seguir são apresentados os principais parâmetros referentes a cada uma dessas unidades.

3.2.1 Reator UASB

O reator UASB tem como finalidade a remoção de matéria orgânica proveniente do esgoto bruto. Para essa unidade alguns parâmetros que devem ser considerados são: tempo de detenção hidráulica (TDH) e velocidade ascensional (v).

3.2.1.1 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica é o tempo médio que o líquido permanece no reator. É obtido pela seguinte expressão:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (3.1)$$

onde:

- TDH – tempo de detenção hidráulica (h);
- Q – vazão afluyente média (m³/h);
- V – volume do reator (m³).

No reator UASB, o tempo de detenção hidráulica pode variar de 4 a 12 horas (GAVRILESCU, 2002). De acordo com Chernicharo (2007), ele é influenciado pela temperatura do esgoto bruto e, para vazão média, deve ser:

- Temperatura de 15 a 17°C: maior ou igual a 10 horas;
- Temperatura de 18 a 21°C: maior ou igual a 8 horas;
- Temperatura de 22 a 25°C: maior ou igual a 7 horas;
- Temperatura maior que 25°C: maior ou igual a 6 horas.

Essas mesmas faixas são indicadas pela NBR 12.209, revisada no ano de 2011. No entanto, de acordo com van Haandel e Lettinga (1994), o tempo de permanência do líquido no reator UASB dependerá do resultado desejado e da presença ou não de unidades de pós-tratamento, uma vez que ele influencia na eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão.

Num estudo realizado por Castillo, Cecchi e Mata-Alvarez (1997) foi constatado que o aumento do tempo de detenção hidráulica resultava no aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica e que o desempenho do reator UASB se tornava constante para TDH acima de 6 horas.

3.2.1.2 Velocidade ascensional (v)

A velocidade ascensional no reator UASB é dada pela seguinte expressão:

$$v = \frac{Q}{A} \tag{3.2}$$

onde:

- v – velocidade ascensional (m/h);
- Q – vazão afluyente média (m³/h);
- A – área superficial do reator (m²).

A eficiência de remoção do material orgânico e dos sólidos suspensos no esgoto bruto diminui acentuadamente com o aumento da velocidade ascensional, segundo van Haandel e Lettinga (1994).

A velocidade ascensional no compartimento de digestão do reator UASB, considerando a vazão média, deve variar de 0,5 a 0,7 m/h (CHERNICHARO, 2007). A NBR 12.209 orienta que essa velocidade deve ser inferior a 0,7 m/h e, para a vazão máxima, deve ser inferior a 1,2 m/h. Lettinga & Hulshoff Pol (1995) recomendam que a velocidade ascensional deve ser menor ou igual a 1,1 m/h para a vazão máxima e inferior a 1,5 m/h para picos de vazão com duração entre 2 e 4 horas.

Nos reatores UASB, a variação da carga hidráulica afeta a dinâmica do leito de lodo. Maiores cargas implicam em maiores velocidades ascensionais e na consequente expansão do leito de lodo. Além disso, dependendo da variação, pode-se obter elevadas concentrações de sólidos em suspensão no efluente, resultado de uma perda de biomassa do sistema pelas elevadas velocidades e também pela diminuição da capacidade de filtração do leito de lodo expandido (LEITÃO *et al.*, 2006).

3.2.2 Tanque de aeração do lodo ativado

O tanque de aeração, componente da etapa de lodo ativado, tem como objetivo remover os constituintes que o reator UASB não conseguiu retirar, melhorando assim a qualidade do efluente final. Os principais parâmetros de projeto e operação dessa unidade são: tempo de detenção hidráulica (TDH), relação SSV/SST, relação alimento/microrganismo (A/M) e idade do lodo.

3.2.2.1 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica, no reator de lodo ativado, varia em torno de (VON SPERLING, 2012):

- Lodos ativados convencional: 6 a 8 horas;
- Lodos ativados com aeração prolongada: 16 a 24 horas.

Apesar disso, a NBR 12.209 orienta que o tempo de detenção hidráulica não deve ser fator determinante no dimensionamento dessa unidade.

3.2.2.2 Sólidos em suspensão totais e voláteis

O controle dos sólidos no tanque de aeração é importante, tendo em vista que é nessa unidade onde ocorre a remoção de matéria orgânica pelos microrganismos, com consequente desenvolvimento e crescimento desses últimos (VON SPERLING, 2012). Dessa forma, a relação de sólidos voláteis por sólidos totais no tanque de aeração é comumente utilizada para avaliar a atividade do lodo (FAN *et al.*, 2015).

A concentração de sólidos em suspensão totais no reator geralmente não ultrapassa 4.500 a 5.000 mg/L (VON SPERLING, 2012) e, segundo a NBR 12.209, deve estar entre 1.500 e 4.500 mg/L. Ainda de acordo com von Sperling (2012), são valores típicos para SSV e SSV/SST no tanque de aeração:

SSV:

- Lodos ativados convencional: 1.500 a 3.500 mgSSV/L;
- Lodos ativados com aeração prolongada: 2.500 a 4.000 mgSSV/L.

SSV/SST:

- Lodos ativados convencional: 0,70 a 0,85;
- Lodos ativados com aeração prolongada: 0,60 a 0,75.

De acordo com Wentzel *et al.* (2002), em estações de tratamento de esgoto doméstico, a razão SSV/SST é geralmente de 0,75, estando de acordo com o indicado por von Sperling (2012).

A carga de DQO afluente e a idade do lodo influenciam nos valores da relação SSV/SST no tanque de aeração, sendo que menores cargas de matéria orgânica e maiores idades do lodo correspondem a menores razões de SSV/SST (FAN *et al.*, 2015).

3.2.2.3 Relação alimento/microrganismo (A/M)

A relação alimento/microrganismo (A/M) geralmente está relacionada com a eficiência do sistema. Assim, quanto maior a relação A/M, maior a quantidade de matéria orgânica a ser assimilada por microrganismo, resultando num menor desempenho (VON SPERLING, 2012).

É dada pela expressão:

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \cdot S_o}{V \cdot X_v} \quad (3.3)$$

onde,

- A/M – relação alimento/microrganismo (kgDBO/kgSSVTA.d);
- Q – vazão afluente média (m³/dia);
- S_o – concentração de DBO afluente (kg/m³);
- V – volume do reator (m³);
- X_v - concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV ou SSVTA) no reator (kg/m³).

De acordo com von Sperling (2012), são valores típicos de A/M:

- Lodos ativados convencional: 0,30 a 0,80 kgDBO/kgSSV.d;
- Lodos ativados com aeração prolongada: 0,08 a 0,15 kgDBO/kgSSV.d.

A NBR 12.209 orienta que, além da idade do lodo, esse parâmetro deve ser considerado no dimensionamento do tanque de aeração e deve variar de 0,20 a 0,70 kg DBO₅ aplicado/kg SSVTA.d para sistemas de taxa convencional e menor ou igual a 0,15 kg DBO₅ aplicado/kg SSVTA.d para sistemas de aeração prolongada.

Li *et al.* (2011) estudaram o efeito da relação A/M no tamanho do floco e na taxa de floculação aeróbia. No estudo realizado em laboratório, variaram A/M de 0,3 a 1,1 g DQO / g SS.d e encontraram que maiores valores dessa relação promoveram a formação de flocos maiores em uma taxa também maior, enquanto que baixos A/M resultaram em flocos e taxa de floculação menores.

3.2.2.4 Idade do lodo

Em sistemas em que ocorre a recirculação do lodo, o tempo de residência celular ou idade do lodo no sistema é maior do que o tempo em que o líquido permanece no mesmo (VON SPERLING, 2012). A idade do lodo pode ser obtida por meio da seguinte equação:

$$\text{Idade do lodo} = \frac{X_v \cdot V}{(Q - Q_{ex}) \cdot X_{ve} + Q_{ex} \cdot X_{vr}} \quad (3.4)$$

onde:

- Idade do lodo – tempo de residência celular (dia);
- X_v – concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV ou SSVTA) no reator (g/m^3);
- X_{ve} – concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV) no efluente (g/m^3);
- X_{vr} – concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV) no lodo de retorno (g/m^3);
- Q - vazão afluente média (m^3/dia);
- Q_{ex} - vazão de lodo excedente (m^3/dia);
- V – volume do tanque de aeração (m^3).

De acordo com von Sperling (2012), são valores típicos para idade do lodo:

- Lodos ativados convencional: 4 a 10 dias;
- Lodos ativados com aeração prolongada: 18 a 30 dias.

A NBR 12.209 adota faixas semelhantes às indicadas por von Sperling (2012) para a idade do lodo e orienta que, assim como a relação A/M, esse parâmetro deve ser considerado no dimensionamento do tanque de aeração.

O controle desse parâmetro é importante, pois ele influencia as características dos microrganismos no sistema, bem como sua sedimentabilidade (ÇAKICI; BAYRAMOĞLU, 1995), e pode ser feito por meio de uma descarga adequada do lodo de excesso (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

No estudo realizado por Bisogni e Lawrence (1971), os resultados indicaram que a melhor remoção de sólidos, avaliada pela quantidade de biomassa no efluente final, ocorreu quando a idade do lodo se situou entre 4 e 9 dias. Esses autores também relacionaram a idade do lodo com a biofloculação e a característica da sedimentabilidade do lodo, conforme a Tabela 3.8, obtida para a condição de concentração de SST no tanque de aeração de 2.000 mg/L.

Tabela 3.8 Sedimentabilidade e idade do lodo em sistemas de lodo ativado

Lodo ativado	Idade do lodo (dias)	Sedimentabilidade do lodo
Alta taxa	0,25 - 2	Predominância de crescimento disperso; IVL > 250.
Convencional	2 - 6	Floco bem formado; IVL entre 580 (2 dias) e 125 (6 dias).
Aeração prolongada	6 - 30	Pequenos flocos e partículas; IVL próximo a 100.

Fonte: adaptado de Bisogni e Lawrence (1971)

Alem Sobrinho (1983) recomenda a idade do lodo variando de 6 a 10 dias, em sistemas com tanque de aeração de mistura completa, para uma elevada eficiência de remoção de substrato e boa separação dos sólidos do efluente final.

Akça, Kinaci e Karpuzcu (1993) sugerem que maiores idades do lodo resultam em melhores condições de sedimentabilidade.

De acordo com Hreiz, Latifi e Roche (2015), a idade do lodo mínima para que ocorra uma adequada floculação da biomassa, favorecendo a sedimentabilidade do lodo, é de cerca de 3 a 4 dias. Porém, diferente do encontrado por Bisogni e Lawrence (1971), esses autores indicam que elevadas idades do lodo favorecem o desenvolvimento de bactérias filamentosas, prejudicando a formação de flocos e a sedimentação. Para evitar a formação desses microrganismos filamentosos, pode-se instalar, a montante do tanque de aeração, câmaras seletoras, que são caracterizadas por uma zona de mistura capaz de selecionar a população microbiana (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

3.2.3 Decantador secundário do lodo ativado

Essa unidade deve cumprir duas finalidades: realizar uma adequada separação dos sólidos provenientes do tanque de aeração, obtendo-se um efluente final clarificado, com concentração de sólidos em suspensão totais da ordem de 20 a 30 mg/L; e adensar satisfatoriamente o lodo sedimentado a ser retornado ao tanque de aeração, com teor de sólidos da ordem de 0,75 a 1,50% (JORDÃO; PESSÔA, 2014). A eficiência dessa unidade é

fortemente influenciada pela vazão e pelo transporte de massa e, quando mal operada ou dimensionada, pode causar a perda de sólidos, que, além de prejudicar a qualidade do efluente final, colabora para a redução de SST e da idade do lodo no tanque de aeração (PATZIGER *et al.*, 2012; LI; STENSTROM, 2014; JASSBY; XIAO; SCHULER, 2014). Assim, os parâmetros avaliados nessa unidade são: taxa de aplicação hidráulica (TAH), taxa de aplicação de sólidos (TAS) e índice volumétrico do lodo (IVL).

3.2.3.1 Taxa de aplicação hidráulica (TAH)

A taxa de aplicação hidráulica é calculada da seguinte forma:

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

em que,

- TAH – taxa de aplicação hidráulica (m³/m².dia);
- Q – vazão afluente média (m³/dia);
- A – área do decantador secundário (m²).

De acordo com Metcalf & Eddy (2014), são valores típicos para TAH, considerando a vazão média:

- Lodos ativados convencional: 16,08 m³/m².dia a 31,92 m³/m².dia;
- Lodos ativados com aeração prolongada: 7,92 m³/m².dia a 16,08 m³/m².dia.

A NBR 12.209, revisada no ano de 2011, diz que a taxa de aplicação hidráulica deve ser igual ou inferior a:

- 28 m³/m².d quando a idade do lodo é inferior a 18 dias, ou a relação A/M é superior a 0,15 kg DBO₅/kg SSVTA.d;
- 16 m³/m².d quando a idade do lodo aeróbia é superior a 18 dias, ou a relação A/M é inferior a 0,15 kg DBO₅/kg SSVTA.d.

3.2.3.2 Índice volumétrico do lodo (IVL)

O IVL é um parâmetro que mede a sedimentabilidade do lodo. É definido como o volume ocupado por 1g de lodo após 30 minutos de decantação (MOHLMAN, 1934). Assim, quanto maior o IVL, maior o volume ocupado pelo lodo, ou seja, pior a sedimentabilidade. A relação do IVL com a sedimentabilidade do lodo é apresentada na Tabela 3.9. Essa tabela indica também os valores dos coeficientes da relação fluxo limite e sedimentabilidade (m e n), os quais serão abordados no item 3.2.3.3.

Tabela 3.9 Valores dos coeficientes m e n em função das faixas de sedimentabilidade

Sedimentabilidade do lodo	Faixa de valores de IVL (ml/g)	Coeficientes	
		m	n
Ótima	0 - 50	14,79	0,64
Boa	50 - 100	11,77	0,70
Média	100 - 200	8,41	0,72
Ruim	200 - 300	6,26	0,69
Péssima	300 - 400	5,37	0,69

Fonte: adaptado de von Sperling e Froés (1999) e von Sperling (2012)

É influenciado pelas características do lodo, tais como o tamanho do floco, a quantidade de sólidos e a presença de organismos filamentosos (SEZGIN, 1982) e, por estar relacionado com a velocidade de sedimentação e a concentração de sólidos, pode ser utilizado para estimar a capacidade de adensamento no decantador secundário (LEE *et al.*, 1983).

3.2.3.3 Taxa de aplicação de sólidos (TAS)

A concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração é importante para o dimensionamento do decantador secundário (WENTZEL *et al.*, 2002). A taxa de aplicação de sólidos (TAS) pode ser obtida pela relação:

$$TAS = \frac{(Q + Q_r) \cdot SSTA}{A} \quad (3.6)$$

onde,

- TAS – taxa de aplicação de sólidos (kg/m².h);
- Q – vazão afluente (m³/h);
- Q_r – vazão de recirculação (m³/h);
- SSTA – concentração de sólidos suspensos no tanque de aeração (mg/L ou g/m³);

- A – área do decantador secundário (m²).

Os valores de TAS devem estar abaixo do fluxo limite de sólidos do decantador para que não haja perda de sólidos no efluente. De acordo com Metcalf & Eddy (2014), considerando a vazão média, são valores típicos para TAS:

- Lodos ativados convencional: 4,0 kg/m².h a 6,0 kg/m².h;
- Lodos ativados com aeração prolongada: 1,0 kg/m².h a 5,0 kg/m².h.

A NBR 12.209 considera as condições de operação do tanque de aeração (idade do lodo e relação A/M) para a taxa de aplicação de sólidos. Assim a TAS deve ser igual ou inferior a:

- 6 kg/m².h, quando a idade do lodo é inferior a 18 dias, ou a relação A/M é superior a 0,15 kg DBO₅/kg SSVTA.d.
- 5 kg/m².h quando a idade do lodo é superior a 18 dias, ou a relação A/M é inferior a 0,15 kg DBO₅/kg SSVTA.d.

A teoria de fluxo de sólidos tem sido muito utilizada como uma ferramenta para o dimensionamento e operação do decantador secundário, em condição estacionária (DIEHL, 2008). Assim, o sucesso do projeto e da operação dos decantadores secundários é influenciado pela relação entre o fluxo de sólidos aplicado e o fluxo limite, ou seja, o fluxo de sólidos aplicado deve ser inferior ao limite (VON SPERLING, 2012). Uma abordagem simplificada da teoria do fluxo limite de sólidos relaciona o fluxo limite com as condições de sedimentabilidade do lodo (índice volumétrico do lodo) (VON SPERLING; FRÓES, 1999). Assim, o fluxo limite de sólidos é dado pela Equação 3.7 e os coeficientes dessa são indicados na Tabela 3.9, apresentada no item anterior.

$$\text{Fluxo limite} = m \cdot (Q_r/A)^n \quad (3.7)$$

em que:

- Fluxo limite = fluxo máximo de sólidos afluente ao decantador secundário (kg/m².h);
- m e n = coeficientes da relação fluxo limite e sedimentabilidade (ver Tabela 3.9);
- Q_r = vazão de recirculação do lodo (m³/h);

- A = área do decantador secundário (m²).

3.3 Nitrificação e desnitrificação em sistemas compostos por reator UASB seguido de lodo ativado

A utilização de sistemas anaeróbios seguidos de sistemas aeróbios com a finalidade de remoção de nutrientes (como nitrogênio e fósforo) deve ser avaliada cuidadosamente. Isso porque, apesar de o processo anaeróbio praticamente não remover nutrientes, ele apresenta uma boa remoção de matéria orgânica, elevando a razão entre nutriente e matéria orgânica do afluente ao pós-tratamento e prejudicando, assim, a performance desta etapa na remoção de nitrogênio e fósforo (CHERNICHARO, 2006).

Para sistemas de tratamento anaeróbio seguido de sistema aeróbio, em que se deseja remover nitrogênio, Chernicharo (2006) recomenda direcionar parte do esgoto bruto diretamente ao sistema aeróbio como forma de fornecer matéria orgânica necessária ao processo de desnitrificação.

Um sistema combinado de processos anaeróbio – anóxico – aeróbio, denominado processo ananox, foi estudado por Garuti, Dohanyos e Tilche (1992) para o tratamento de esgoto doméstico. Nesse estudo, foi utilizado um reator anaeróbio compartimentado para a fase anaeróbia e anóxica; e um reator aerado convencional para a parte aeróbia. O afluente passa pelo reator anaeróbio e pela região anóxica, segue para o reator aeróbio e em seguida vai para a unidade de decantação. Após o decantador, parte do efluente (55%) é recirculado para a zona anóxica para propiciar a ocorrência do processo de desnitrificação. Os autores encontraram para a nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total, eficiências de 92%, 63,5% e 82%, respectivamente.

Huang *et al.* (2007) estudaram, em escala de laboratório, a influência da razão de recirculação interna nos processos de nitrificação e desnitrificação, em um sistema composto por UASB-lodo ativado, tratando efluente de uma pocilga, encontrando bons resultados quanto à remoção de nitrogênio e matéria orgânica, como apresentado na Tabela 3.10. Nesse experimento, parte do efluente do reator UASB e parte do efluente do decantador secundário são recirculados no reator anaeróbio.

Tabela 3.10 Eficiência de remoção de nitrogênio e matéria orgânica em um sistema de tratamento composto por reator UASB seguido de lodo ativado, para diferentes razões de recirculação

Razão de recirculação	Eficiência de remoção (%)		
	DQO	NTK	N total
1	97	100	54
2	96	100	71
3	96	100	77
3	97	100	72

Fonte: adaptado de Huang *et al.* (2007)

Um sistema composto por reator UASB e lodo ativado, em escala de laboratório, tratando esgoto doméstico em clima quente, foi estudado por Cao e Ang (2009). Nesse trabalho, o sistema de lodo ativado contava com uma zona anóxica seguida pelo tanque de aeração e o efluente dessa unidade era recirculado internamente numa razão variando de 50% a 100%. Foram avaliados principalmente a remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Os resultados demonstraram que esse sistema é adequado para o tratamento de esgoto doméstico no que diz respeito à remoção de DQO e DQO solúvel e que o processo de nitrificação foi satisfatório, enquanto que a desnitrificação ocorreu de forma modesta. As eficiências de remoção de DQO, DQO solúvel e amônia foram, respectivamente, 86,4%, 78,8% e 92,2 %. O efluente final apresentou uma concentração média de 51 mg/L, 25 mg/L, 3,1 mg/L e 23,9 mg/L para DQO, DQO solúvel, amônia e nitrato, respectivamente. Porém baixos valores de pH foram encontrados no efluente final.

3.3.1 Fatores influentes na nitrificação

A nitrificação é um processo aeróbio e autotrófico, o qual ocorre em duas etapas sequenciais: a primeira, a transformação da amônia em nitrito, que é realizada pelas bactérias oxidantes de amônia; e a segunda, a transformação do nitrito em nitrato, pelas bactérias oxidantes de nitrito (DINÇER; KARGI, 2000; SIRIPONG; RITTMANN, 2007; KIM *et al.*, 2011).

Alguns fatores influenciam no crescimento dos microrganismos nitrificantes e, por conseguinte, na nitrificação.

Coskuner e Jassim (2008) estudaram o processo de nitrificação em um reator de lodo ativado de aeração prolongada tratando esgoto doméstico mais diluído. O objetivo dos autores foi avaliar a correlação entre a remoção de nitrogênio amoniacal com as condições operacionais e

a composição do esgoto. Os parâmetros monitorados durante onze meses foram: concentração afluente de nitrogênio amoniacal e DBO, tempo de detenção hidráulica, sólidos em suspensão totais, temperatura, pH e oxigênio dissolvido. Nesse estudo, os autores encontraram eficiências de nitrificação variando de 77 a 98% e que os fatores com maior influência nesse processo foram os sólidos em suspensão totais, a concentração de DBO afluente e a temperatura. Assim, a nitrificação foi favorecida pelo aumento da temperatura e da concentração de sólidos em suspensão totais, enquanto que a concentração de DBO prejudicou o processo tendo em vista a competição por oxigênio dissolvido.

A seguir são avaliados os seguintes fatores de influência no processo de nitrificação: concentração de nitrogênio amoniacal, temperatura, pH e alcalinidade, oxigênio dissolvido e substâncias tóxicas ou inibidoras. Também é analisado o efeito integrado desses fatores, bem como a idade do lodo requerida para que ocorra a nitrificação.

3.3.1.1 Concentração de nitrogênio amoniacal

A taxa de crescimento das bactérias nitrificantes é dada pela Equação 3.8 (ANTONIOU *et al.*, 1990; VON SPERLING, 2012):

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \left[\frac{\text{NH}_4^+}{K_N + \text{NH}_4^+} \right] \quad (3.8)$$

em que:

- μ = taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes (d^{-1});
- μ_{\max} = taxa de crescimento específica máxima (d^{-1});
- NH_4^+ = concentração de amônia (íon amônio) expressa em termos de nitrogênio (mg/L);
- K_N = concentração de meia saturação de amônia (mg/L).

Nessa equação, o termo $[\text{NH}_4^+ / (K_N + \text{NH}_4^+)]$ é o fator de correção da taxa de crescimento específica e, de acordo com Metcalf & Eddy (2014), o valor de K_N varia de 0,5 a 1,0 mg/L. Suzuki, Dular e Kwok (1974) encontraram que o valor de K_N é influenciado pelo pH do meio, sendo menor para pH mais elevado.

Estudos realizados por Dinçer e Kargi (2000) indicaram que a eficiência de nitrificação é influenciada pela carga de nitrogênio amoniacal afluente. Assim, maiores cargas de nitrogênio

amoniaco resultaram em menor eficiência de nitrificação e, conseqüentemente, maiores concentrações de amônia efluente.

A taxa de crescimento específica máxima ($\mu_{m\acute{a}x}$) é influenciada pela presença de esgotos não domésticos. No caso de contribuições industriais insignificantes, a 20°C, varia de 0,5 a 0,7 d⁻¹ (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

3.3.1.2 Temperatura

A temperatura é um dos parâmetros de maior influência na composição da comunidade de bactérias nitrificantes (SIRIPONG; RITTMANN, 2007; CHO *et al.*, 2014).

Temperaturas maiores que 15°C favorecem o processo de nitrificação, principalmente quando a idade do lodo é baixa, e quase não exercem influência quando se trata de elevadas idades do lodo. Para temperaturas menores que 15°C e idade do lodo superior a 20 dias, o processo é instável (KOMOROWSKA-KAUFMAN; MAJCHEREK; KLACZYN, 2006).

De acordo com Downing (1978), o efeito da temperatura na taxa de crescimento das bactérias nitrificantes é dado pela Equação 3.9.

$$\mu_{m\acute{a}x}(T) = \mu_{m\acute{a}x}(20^{\circ}C) \times \theta^{(T-20)} \quad (3.9)$$

em que:

- $\mu_{m\acute{a}x}(T)$ = taxa de crescimento máxima a uma temperatura T (d⁻¹);
- θ = coeficiente de temperatura;
- T = temperatura (°C).

Nesse caso, o fator de correção da taxa de crescimento específica é o termo $[\theta^{(T-20)}]$ e o valor de θ varia numa faixa de 1,08 a 1,13.

3.3.1.3 pH e alcalinidade

A taxa de nitrificação é muito prejudicada por baixos valores de pH. Jiménez *et al.* (2011) comentam que, para ocorrer a nitrificação o pH do meio deve ser superior a 6,5 e o processo é favorecido na faixa de 7,5 a 9,95.

De acordo com Downing (1978), a taxa de nitrificação é maior quando o pH se encontra na faixa de 7,2 a 8,0 e, abaixo de 7,2, a taxa de crescimento específica decresce com o pH pela Equação 3.10:

$$\mu_{\text{máx(pH)}} = \mu_{\text{máx}} [1 - 0,83 (7,2 - \text{pH})] \quad (3.10)$$

em que:

- $\mu_{\text{máx(pH)}}$ = taxa de crescimento máxima para um dado pH (d^{-1});
- $\mu_{\text{máx}}$ = taxa de crescimento no pH de 7,2 (d^{-1}).

A Equação 3.10 é válida para o pH de 6,0 a 7,2 e o fator de correção, nesse caso, é dado pelo termo $[1 - 0,83 (7,2 - \text{pH})]$.

Reforçando os resultados de Downing (1978) e Jiménez *et al.* (2011), Antoniou *et al.* (1990) encontraram um pH ótimo para a nitrificação de aproximadamente 7,8. No entanto, diferente do indicado por esses autores, Groeneweg, Sellner e Tappe (1994) indicam que a faixa de pH que resulta em maiores taxas de oxidação da amônia é a de 6,7 a 7,0.

Villaverde, Encina e Polanco (1997) encontraram que, na faixa de pH entre 5,0 e 9,0, o acréscimo de uma unidade de pH produz o aumento de 13% na eficiência de nitrificação. Além disso, considerando que a oxidação de 1 mg de amônia consome 7,1 mg de CaCO_3 , obtiveram que a alcalinidade é um fator limitante abaixo do pH de 5. EPA (1975) considera um consumo de 6,0 a 7,4 mg de alcalinidade por miligrama de amônia oxidada.

Van Haandel e Marais (1999) concluíram que, para manter um pH de 7, é preciso que a alcalinidade do meio seja de, no mínimo, 35 mg/L CaCO_3 .

3.3.1.4 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido no reator é um fator indispensável para a nitrificação. Pela estequiometria, tem-se que, para oxidar um miligrama de amônia são consumidos 4,57 mg de oxigênio (SHARMA; AHLERT, 1977).

De acordo com von Sperling (2012), a nitrificação cessa no instante em que a concentração de oxigênio fica abaixo do valor crítico e seu reinício também é muito rápido, assim que a

concentração de oxigênio dissolvido se eleve. O efeito da concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração sobre a taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes é dada pela Equação 3.11:

$$\mu = \mu_{\text{máx}} \cdot \left[\frac{OD}{k_o + OD} \right] \quad (3.11)$$

em que:

- $\mu_{\text{máx}}$ = taxa de crescimento máxima (d^{-1});
- k_o = coeficiente de saturação para o oxigênio (mg/L);
- OD = concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração (mg/L).

A faixa típica de valores de K_o é de 0,4 a 1,0 mgO_2/L . O fator de correção referente à concentração de oxigênio dissolvido é dado por $[OD / (K_o + OD)]$.

Downing (1978) recomenda que a concentração de oxigênio dissolvido no reator não seja menor que 0,5 mg/L e, de acordo com Waheed *et al.* (2013), melhores condições para a oxidação da amônia ocorrem em concentrações de OD de 2,5 mg/L e idade do lodo entre 6 e 7 dias. Porém, mesmo com baixas concentrações de oxigênio dissolvido no reator é possível obter a nitrificação completa quando o tempo de detenção no tanque de aeração é suficientemente longo (EPA, 1975).

3.3.1.5 Substâncias tóxicas ou inibidoras

Substâncias tóxicas podem prejudicar o crescimento das bactérias nitrificantes em sistemas de lodo ativado (MERTOGLU *et al.*, 2008). Por isso, é importante que efluentes industriais sejam caracterizados e, se for o caso, sejam pré-tratados (VON SPERLING, 2012).

Dionisi *et al.* (2007) estudaram os efeitos dos micro-poluentes no processo de lodo ativado e encontraram que a eficiência de remoção de amônia foi muito menor nos reatores com presença desses (29 a 37%) do que nos reatores sem esses constituintes (82% de remoção). Elevadas concentrações de sulfeto também prejudicam o processo de nitrificação (ZHOU *et al.*, 2014), e esse pode ser um fator de preocupação no caso de lodo ativado tratando efluentes anaeróbios.

3.3.1.6 Fatores integrados

O processo de nitrificação é influenciado por diversos fatores, mas é muito difícil estimar o efeito acumulativo dessas variáveis independentes em plantas de escala real (COSKUNER; JASSIM, 2008).

De acordo com von Sperling (2012), o efeito integrado dos diversos fatores intervenientes no processo de nitrificação é dado pela multiplicação dos fatores de correção de cada elemento de influência (concentração de nitrogênio amoniacal, temperatura, pH e alcalinidade, oxigênio dissolvido e substâncias tóxicas ou inibidoras).

3.3.1.7 Idade do lodo

A taxa de crescimento das bactérias nitrificantes é bem inferior à das bactérias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Assim, a nitrificação ocorrerá quando a idade do lodo permitir o desenvolvimento das bactérias nitrificantes antes que elas sejam removidas do sistema (VON SPERLING, 2012). A idade do lodo requerida para que ocorra a nitrificação total, ou seja, toda a amônia seja oxidada a nitrito e esse a nitrato, é dada pela Equação 3.12:

$$\theta_c = \frac{1}{\mu_N} \quad (3.12)$$

em que:

- θ_c – idade do lodo requerida para a nitrificação total (d);
- μ_N – taxa de crescimento das bactérias nitrificantes nas condições ambientais do reator (d^{-1}).

No caso em que a idade do lodo no tanque de aeração é menor que a idade do lodo requerida, poderá haver nitrificação parcial, ou seja, inferior à nitrificação total (VON SPERLING, 2012).

Dinçer e Kargi (2000) estudaram a influência da idade do lodo no processo de nitrificação em sistema de lodo ativado, utilizando água residuária sintética. Esses autores encontraram que a eficiência de nitrificação aumenta com a elevação da idade do lodo e permanece constante para idades do lodo superiores a 12 dias.

Alem Sobrinho (1983) orienta que a nitrificação é praticamente completa em sistemas com idade do lodo superiores a 5 dias, operando em temperaturas maiores que 16°C.

De acordo com a NBR 12.209 de 2011, a idade do lodo aeróbio, para sistemas que recebem efluente de reator anaeróbio, deve ser igual ou maior a 8 dias, para temperatura de 20°C no tanque de aeração. Como alternativa, a relação A/M deve ser inferior a 0,20 kg DBO aplicado/kg SSVTA.d para efluente de reator anaeróbio em tanque de aeração com temperatura de 20°C. Essa norma ainda considera a influência da temperatura no crescimento das bactérias nitrificantes, adotando, para sistemas que recebem efluente de reator anaeróbios, uma idade do lodo mínima de 20 dias para uma temperatura do efluente de 15°C; 10 dias para a temperatura de 20°C; e 7 dias para a temperatura de 25°C.

3.3.2 Vantagens da desnitrificação no sistema de lodos ativados

O processo tradicional de desnitrificação corresponde à redução do nitrato, produzido pelo processo de nitrificação, a nitrogênio gasoso (SCHULTHESS; GUJER, 1996). Esse processo ocorre em regiões denominadas anóxicas, em que os microrganismos, na ausência do oxigênio, utilizam o nitrato como aceptores de elétrons (VON SPERLING, 2012). A desnitrificação pode acontecer simultaneamente à nitrificação, no tanque de aeração (FUERHACKER *et al.*, 2000), principalmente quando a concentração de oxigênio dissolvido nessa unidade não é elevada, na faixa de 0,3 a 0,8 mg/L (SCHULTHESS; GUJER, 1996; HOLMAN; WAREHAM, 2005; PENG; QI, 2007). A remoção de nitrogênio pela nitrificação e desnitrificação simultânea, ou seja, no mesmo tanque, é da ordem de 10% a 50% (ZHAO *et al.*, 1999; PENG; QI, 2007).

A principal explicação para a desnitrificação em ambiente com presença de oxigênio é a limitação da difusão desse no floco, gerando um gradiente da concentração de OD, que se reduz da superfície ao interior do floco, resultando em locais com condições anóxicas (PUZNAVA; PAYRAUDEAU; THORNBERG, 2000). Algumas pesquisas confirmam essa explicação, indicando que uma redução do tamanho do floco de 80 para 40 µm resultou na diminuição da desnitrificação, no mesmo tanque em que ocorre a nitrificação, de 52 para 21% (POCHANA; KELLER, 1999; POUCHANA; KELLER; LANT, 1999).

Para a desnitrificação também é importante que exista uma fonte de carbono orgânico capaz de suprir o desenvolvimento das bactérias desnitrificantes (KOMOROWSKA-KAUFMAN; MAJCHEREK; KLACZYN, 2006; VON SPERLING, 2012).

De acordo com von Sperling (2012), em sistemas onde ocorre a nitrificação é interessante que também se desenvolva a desnitrificação pelos seguintes aspectos:

- Economia de oxigênio no sistema, resultando na redução de custo com aeração (na desnitrificação são produzidos nitrogênio gasoso e recupera-se oxigênio; esse último pode ser utilizado na oxidação da matéria orgânica) (FUERHACKER et al., 2000; ROSSO; STENSTROM, 2005).
- Economia de alcalinidade (na desnitrificação ocorre o consumo do íon hidrogênio produzido na nitrificação, colaborando para a capacidade tampão do meio e favorecendo a nitrificação).
- Adequada operação do decantador secundário (quando a desnitrificação ocorre no decantador secundário ela pode prejudicar a qualidade do efluente final ao carrear sólidos por meio do nitrogênio gasoso formado de maneira indesejada nessa unidade) (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; HREIZ; LATIFI; ROCHE, 2015).
- Controle de nutrientes de modo a evitar o processo de eutrofização.

3.4 Gerenciamento da fase sólida

Durante o processo de tratamento de esgoto são gerados subprodutos como o biogás e o lodo, exigindo uma gestão adequada e ambientalmente correta de todo o processo. Assim, o tratamento e a disposição final do lodo devem ser considerados como parte integrada do sistema de tratamento de esgoto. E, para que esse tratamento e disposição sejam eficientes é necessário conhecer as características do lodo (FYTILI; ZABANIOTOU, 2008).

O lodo produzido no processo de tratamento de águas residuárias é geralmente líquido ou semissólido e, geralmente, apresenta uma concentração de 0,25% a 12% em massa de sólidos (METCALF & EDDY, 2014). Essa variação da fração de sólidos está relacionada aos diferentes métodos de tratamento do efluente.

O lodo também é composto de microrganismos (inclusive os patogênicos) e compostos orgânicos, nitrogênio e fósforo. Esses últimos podem ser aproveitados tanto na agricultura quanto na indústria. Além disso, o lodo é um potencial recurso de energia renovável. A combustão do lodo gera calor, o qual produzirá energia elétrica (FYTILI; ZABANIOTOU, 2008).

Segundo von Sperling, Andreoli e Fernandes (2001), as principais etapas do tratamento do lodo são: adensamento, estabilização, condicionamento, desidratação, disposição final. A incorporação de cada uma dessas etapas no processo de gerenciamento do lodo está relacionada ao tipo de tratamento da estação bem como da escolha do tratamento do lodo e disposição final.

As características do lodo mudam em cada etapa do processo de tratamento: durante a desinfecção, a microflora do lodo muda; na digestão anaeróbia a concentração de sólidos voláteis diminui; no tratamento térmico, dependendo da temperatura, pode haver a transformação de compostos orgânicos em inorgânicos (CIESLIC; NAMIESNIK; KONIECZKA, 2015). A Tabela 3.11 apresenta as características de alguns tipos de lodo.

Tabela 3.11 Características de alguns tipos de lodo

Tipo de lodo	Relação SV/ST	% de sólidos secos	Densidade do lodo
Lodo secundário anaeróbio	0,55 - 0,60	3 - 6	1,01 - 1,02
Lodo secundário aeróbio (LA convencional)	0,75 - 0,80	0,6 - 1,5	1,001 - 1,005
Lodo secundário aeróbio (LA aer. prolongada)	0,65 - 0,70	0,8 - 2,5	1,015 - 1,002
Lodo misto digerido	0,60 - 0,65	3 - 6	1,007 - 1,020
Lodo desidratado (centrífuga)	0,60 - 0,65	25 - 35	1,05 - 1,10

Fonte: adaptado de von Sperling, Andreoli e Fernandes (2001); Jordão e Pessôa (2014)

3.4.1 Estabilização dos lodos de esgoto

Os processos de estabilização têm como objetivos estabilizar a fração biodegradável da matéria orgânica presente no lodo, reduzir o número de organismos patogênicos e eliminar os maus odores (MIKI; ANDRIGUETI; ALEM SOBRINHO, 2001). Eles podem ser de natureza biológica, química e térmica. A estabilização biológica pode tanto se dar por via aeróbia como anaeróbia, sendo que essa última é a mais utilizada (VON SPERLING; ANDREOLI; FERNANDES, 2001).

O lodo proveniente do reator UASB já é estabilizado. Diferente do lodo excedente proveniente do sistema de lodo ativado convencional, o qual necessita passar por um processo de estabilização.

Uma grande variedade de tecnologia de tratamento do lodo é empregada pelos países da União Europeia. O processo de digestão anaeróbia é o mais utilizado para a estabilização do lodo e o método aeróbio é utilizado em pequenas plantas. A estabilização do lodo por via química acontece em menor quantidade (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012).

De acordo com Metcalf & Eddy (2014) e Miki, Andrigueti e Alem Sobrinho (2001), o controle do pH, da alcalinidade e dos ácidos orgânicos é importante para a digestão anaeróbia. Caso o pH caia abaixo de 6, ocorrerá a interrupção da formação de metano, prejudicando o tratamento (MIKI; ANDRIGUETI; ALEM SOBRINHO, 2001).

A NBR 12.209 sugere que a digestão anaeróbia seja processada na faixa de temperatura de 30 a 35°C ou na faixa de 50 a 57°C e, para temperaturas inferiores, deve ser considerada no projeto uma eficiência de digestão menor.

A Tabela 3.12 apresenta os valores típicos de projeto dos digestores anaeróbios.

Tabela 3.12 Parâmetros típicos para dimensionamento de digestores anaeróbios

Parâmetro	Valores típicos
Tempo de detenção (d)	18 - 25
Carga orgânica volumétrica (kg SV/m ³ .d)	0,8 - 1,6
Carga volumétrica de sólidos totais (kg SS/m ³ .d)	1,0 - 2,0
Concentração do lodo bruto afluente (%)	3 - 8
Fração de sólidos voláteis no lodo bruto (%)	70 - 80
Eficiência de redução de sólidos totais (%ST)	30 - 35
Eficiência de redução de sólidos voláteis (%SV)	40 - 55

Fonte: adaptado de Bruce (1996)

A digestão de baixa taxa ou convencional considera uma taxa de aplicação igual ou inferior a 1,2 kg SV/m³.d, enquanto que na digestão de alta taxa, a aplicação varia de 1,2 a 4,8 kg SV/m³.d (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

De acordo com von Sperling, Andreoli e Fernandes (2001), o controle operacional dos digestores anaeróbios deve ser realizado por meio dos parâmetros cujos valores recomendados são apresentados na Tabela 3.13.

Tabela 3.13 Parâmetros de monitoramento do digestor anaeróbio e faixas recomendadas

Parâmetro	Valor recomendado
pH	7,0 - 7,2
Alcalinidade total (mg/L)	4.000 - 5.000
Acidez volátil (mg/L)	< 200
Relação acidez/alcalinidade	< 0,3

Fonte: adaptado de von Sperling, Andreoli e Fernandes (2001)

Jordão e Pessôa (2014) também orientam que o digestor deve trabalhar com um pH próximo de 7,0. Porém, para um lodo bem digerido, a acidez volátil deve ser menor que 300 mg/L e a alcalinidade total em torno de 1.800 mg/L ou menos.

Pontes e Chernicharo (2009) estudaram o efeito do retorno do lodo aeróbio em reatores UASB e constataram que houve um aumento na porcentagem de partículas finas e maior produção específica de sólidos durante o período de retorno, sendo necessário realizar descartes mais frequentes do lodo no reator para evitar perda de sólidos no efluente.

3.4.2 Remoção da umidade de lodos de esgoto

Devido a seu alto teor de água, da ordem de 99,92% (JORDÃO; PESSÔA, 2014), os lodos de esgoto devem ser concentrados e tratados para serem mais facilmente manuseáveis e transportados (HREIZ; LATIFI; ROCHE, 2015). Para isso utilizam-se os processos de adensamento e desidratação. O adensamento usualmente é utilizado antes da digestão do lodo, ao passo que o desaguamento é efetuado com o lodo digerido para a produção final de um lodo com comportamento de material sólido. (VON SPERLING; ANDREOLI; FERNANDES, 2001).

O desaguamento do lodo pode ser feito por processos naturais ou mecanizados. Segundo Rulkens (2004), a quantidade de lodo pode ser consideravelmente reduzida pela desidratação mecânica do lodo ou pela secagem de lodo.

Nos países da União Europeia, a desidratação mecânica do lodo é mais utilizada quando comparada com leitos de secagem, e a secagem térmica é empregada em alguns países, especialmente na Alemanha, Itália, França e Reino Unido (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012).

A desidratação mecânica do lodo pode ser precedida por um condicionamento adequado de lodo, tal como coagulação/ floculação ou oxidação úmida. Segundo Miki, Andrigueti e Alem Sobrinho (2001), o condicionamento é um processo para melhorar as características de separação das fases sólido-líquido do lodo, seja por meios físicos ou químicos. O condicionamento químico do lodo utiliza sais metálicos, cal e polímeros orgânicos (polieletrólitos). Os sais metálicos mais empregados são: sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato ferroso, policloreto de alumínio (PAC), sulfato férrico e a cal virgem e cal hidratada.

Novak e Park (2004) enfatizam que, apesar dos avanços feitos na compreensão da estrutura e composição do lodo de esgoto, o condicionamento químico permanece um processo de tentativa e erro, tanto no que se refere ao tipo, quanto à dosagem necessária. Além disso, encontraram que o lodo mal digerido desidrata mais precariamente e requer mais condicionamento químico do que aqueles com maior destruição de sólidos voláteis.

De acordo com von Sperling, Andreoli e Fernandes (2001), o teor de sólidos totais no desaguamento de lodo misto de forma natural está na faixa de 30 a 40%, enquanto que o processo mecanizado resulta numa concentração de 20 a 25%. No caso de centrífugas, para o desaguamento do lodo, tem-se uma captura de sólidos da ordem de 95% e a concentração de sólidos totais na torta de 26 a 30% para o lodo misto anaeróbio e, 18 a 22% para o lodo aeróbio.

Jordão e Pessôa (2014) indicam um melhor desempenho das centrífugas, sendo capazes de gerar uma torta de 25 a 35% de sólidos e de exercer uma captura de sólidos de 98 a 99%.

De acordo com a NBR 12.209, quando o desaguamento é feito por meio de centrífugas, é necessária a utilização de polímeros para a adequada recuperação dos sólidos e considera que, nesses casos, a captura de sólidos é da ordem de 90 a 95%. Mais conservadora que a literatura convencional, admite um teor de sólidos no lodo desaguado de 18 a 30% quando se trata de lodo misto digerido por via anaeróbia e de 15 a 20% quando a digestão é aeróbia.

Com o objetivo de reduzir ainda mais a umidade do lodo pode ser utilizado o processo de secagem térmica. Esse processo consiste na aplicação de calor para evaporação da umidade presente no lodo, gerando um produto de umidade de 5 a 35% (VON SPERLING; ANDREOLI; FERNANDES, 2001; JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Algumas vantagens da secagem térmica são a inativação dos microrganismos, permitindo sua utilização na agricultura, e a possibilidade de ser utilizado como material combustível para incineradores, devido ao seu elevado poder calorífico (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

De acordo com Cieslic, Namiesnik e Konieczka (2015), o gerenciamento do lodo tratado termicamente é mais simples e econômico, principalmente no caso de estações com grande produção de lodo excedente. As vantagens da secagem térmica do lodo são: significativa redução do volume, redução dos custos com transporte, produto final livre de organismos patogênicos e adequado ao uso agrícola, incineração ou aterro sanitário. Porém, também apresenta alguns inconvenientes como a produção de efluente líquido, liberação de gases para atmosfera e possibilidade de geração de odor e ruído.

3.4.3 Disposição final

Durante o projeto e planejamento de uma estação de tratamento de esgoto, deve ser considerada a disposição final do lodo produzido no tratamento. Existem várias alternativas para a disposição final do lodo, como o aterro sanitário, a incineração, o uso agrícola, o reuso industrial, a recuperação de solos e a disposição oceânica (TSUTIYA, 2001). A definição do tipo de disposição final deve considerar aspectos técnicos, econômicos, operacionais e ambientais, além das características do lodo (VON SPERLING; ANDREOLI; FERNANDES, 2001). A presença de metais pesados, pesticidas e hidrocarbonetos determina se o lodo pode ser incinerado ou deve ser disposto em aterro sanitário. Além disso, a presença de metais pesados no lodo restringe o uso na agricultura (HSIAU; LO, 1998).

Existe uma grande variedade de disposição final do lodo nos países da União Europeia. O reuso (com aplicação direta na agricultura e compostagem) parece ser a melhor escolha, representando 53% do lodo produzido; em seguida está o processo de incineração, que representa 21% do lodo produzido. Apesar disso, o método mais comum de disposição final do lodo nos países que integraram a União Europeia a partir do ano de 2004 ainda é o aterro sanitário (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012).

Os processos de incineração foram submetidos a significativas melhorias tecnológicas, com redução de custos e maior proteção ambiental. No entanto vários temas, como o custo do tratamento dos gases, as emissões de dioxinas, a liberação de metais pesados e o manuseamento de resíduos sólidos, ainda são importantes para a viabilização dos processos térmicos (FYTILI; ZABANIOTOU, 2008). As principais vantagens da incineração do lodo são:

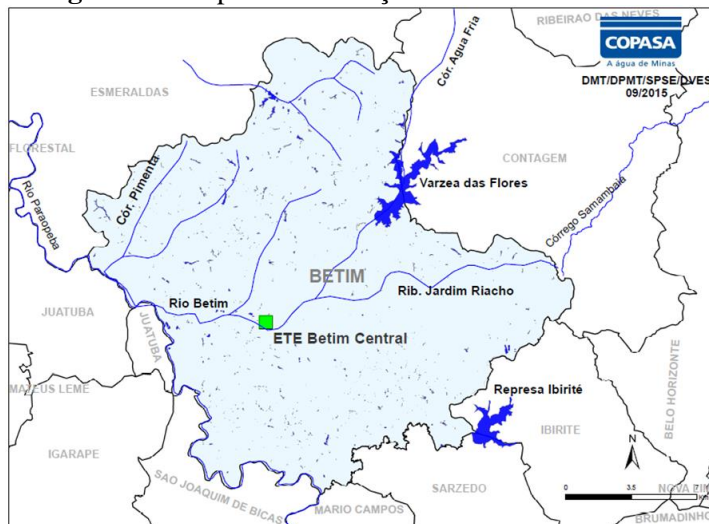
- Grande redução do volume do lodo (o volume do lodo incinerado é cerca de 10% do volume do lodo desidratado mecanicamente);
- Possibilita a recuperação de energia;
- Minimiza a produção de odor.

Na ETE de Wschód, na Polônia, o lodo excedente é digerido anaerobiamente e o resíduo da fermentação é incinerado e disposto em aterros. Existe um projeto de gestão ecológica do lodo nessa ETE com a utilização na construção civil e com a recuperação de fósforo (CIESLIC; NAMIESNIK; KONIECZKA, 2015).

4 A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO BETIM CENTRAL

A Estação de Tratamento de Esgotos Betim Central está situada na cidade de Betim, a jusante do Rio Betim, na Região Metropolitana de Belo Horizonte – MG. O mapa de localização e a foto aérea da estação são apresentadas nas Figuras 4.1 e 4.2, respectivamente.

Figura 4.1 Mapa de localização da ETE Betim Central



Fonte: COPASA, 2015

Figura 4.2 Foto aérea da ETE Betim Central



Fonte: COPASA

Foi projetada para tratar, em primeira etapa, os esgotos de uma população de 371.654 habitantes, apresentando uma capacidade de 514 L/s (vazão média). É operada pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA, sendo supervisionada com o subsídio de análises físico-químicas, realizadas nos laboratórios central, da ETE Arrudas e da própria estação, desde junho de 2010, data em que iniciou sua operação.

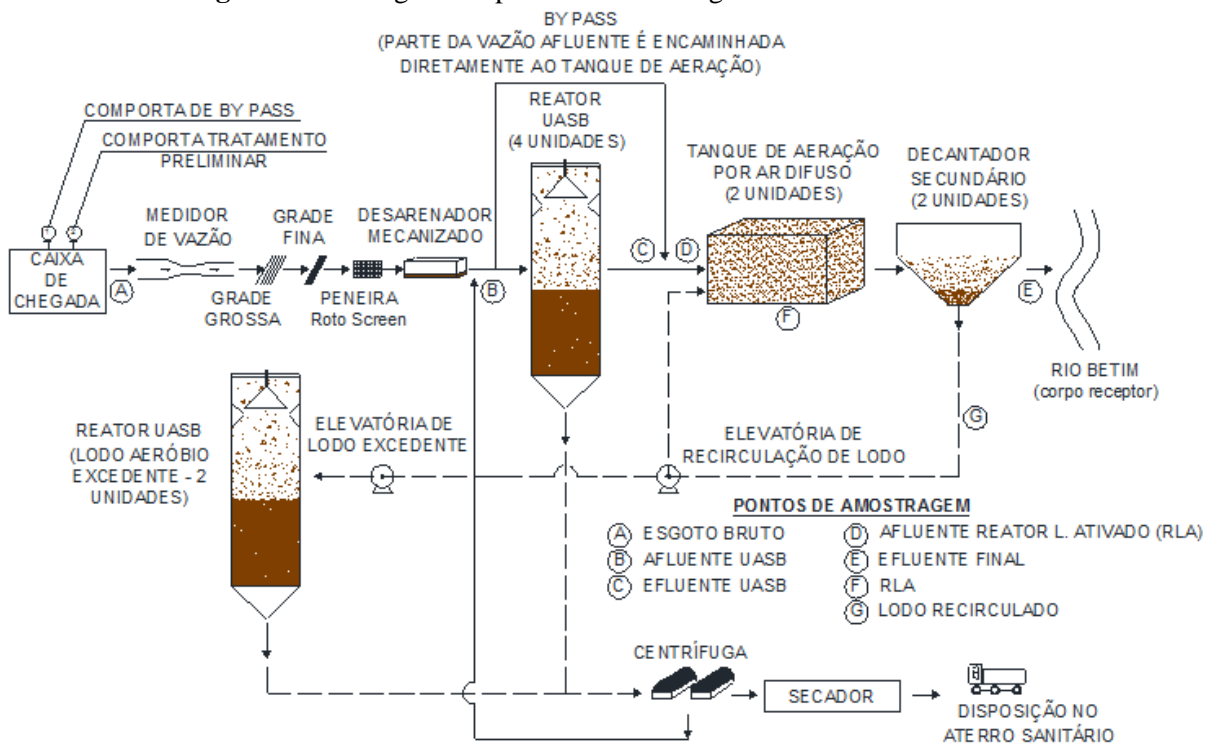
O processo de tratamento da fase líquida da ETE Betim Central consiste de gradeamento grosseiro manual, gradeamento fino mecanizado, peneira mecânica tipo Roto Screen, desarenador mecanizado, reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), reator aeróbio de lodos ativados e decantação secundária. O efluente final da ETE é lançado no Rio Betim. O lodo produzido nos reatores anaeróbios é desidratado em centrífugas e encaminhado aos secadores térmicos, que são alimentados pela energia oriunda do biogás gerado naquela unidade. Antes do gás ser encaminhado para armazenamento para utilização posterior, ele passa por um processo de purificação e retirada de umidade. O clarificado da centrífuga retorna ao processo de tratamento antes da unidade de reator UASB. O material removido no tratamento preliminar e o lodo seco são encaminhados ao aterro sanitário do município de Contagem.

A ETE é alimentada por gravidade e operada com cerca de 85% da vazão afluyente à mesma sendo encaminhada para os quatro reatores UASB, e 15% (by-pass) é encaminhada diretamente aos reatores de lodos ativados com o objetivo de fornecer carga orgânica carbonácea adequada à operação dessa unidade.

O projeto considerou que o lodo excedente do decantador secundário seria encaminhado aos reatores UASB para serem digeridos. No entanto, no início de operação, foi observado que esse retorno do lodo aos reatores UASB implicava a perda de sólidos no efluente dessa unidade, prejudicando a qualidade do efluente e o desempenho de todo o processo de tratamento. Dessa forma, optou-se por direcionar o lodo aeróbio excedente para unidades de reatores UASB selecionadas, que passaram a receber exclusivamente lodo e não mais o afluyente da ETE, ou seja, essas unidades de reatores UASB passaram a operar como biodigestores de lodo. Assim, de julho de 2010 a novembro de 2011, em que a vazão afluyente era menor, a ETE operou com 4 reatores UASB (sendo um utilizado como biodigestor do lodo excedente do decantador secundário), seguido por um tanque de aeração e um decantador secundário. Em dezembro de 2011, mais uma unidade de decantador secundário e uma de tanque de aeração entraram em operação; assim, a ETE passou a operar com quatro reatores UASB (sendo que um era utilizado como biodigestor do lodo ativado excedente), dois tanques de aeração e dois decantadores secundários. A partir de setembro de 2013, mais duas unidades de reatores UASB entraram em operação e a ETE passou a operar com seis reatores UASB (sendo que dois eram utilizados como biodigestores), dois tanques de aeração e dois decantadores secundários.

A Figura 4.3 apresenta o fluxograma dessa estação, bem como os pontos de amostragem e medição da COPASA.

Figura 4.3 Fluxograma e pontos de amostragem da ETE Betim Central



A Tabela 4.1 apresenta os valores considerados em projeto, nas duas etapas, para população atendida, vazões mínimas, médias e máxima, equivalentes populacionais e cargas orgânicas afluentes à ETE.

Tabela 4.1 Valores de projeto da ETE Betim Central

Parâmetros		Unidade	1ª Etapa (ano 2012)	2ª Etapa (ano 2025)
Vazão doméstica	Mín.	L/s	202	289
	Méd.	L/s	403	577
	Máx.	L/s	726	1039
Vazão industrial	Mín.	L/s	15	16
	Méd.	L/s	30	31
	Máx.	L/s	44	47
Vazão de infiltração		L/s	81	116
Vazão total	Mín.	L/s	297	420
	Méd.	L/s	514	724
	Máx.	L/s	851	1202
Equivalente populacional		Hab.	371.654	528.776
Carga orgânica		kgDBO/dia	16.724	23.795

O projeto estimou as seguintes concentrações médias no efluente final:

- DBO = 30 mg/L
- SST = 30 mg/L
- Sólidos sedimentáveis ≤ 1 ml/L
- NTK < 5mg/L
- Nitrato = 35 mg/L
- Nitrogênio total = 35 mg/L
- Fósforo total = 7,5 mg/L

Além disso, o projeto estimou as seguintes eficiências globais médias de remoção:

- DBO = 92%
- SST = 93%
- NTK > 90%
- Nitrogênio total = 30%

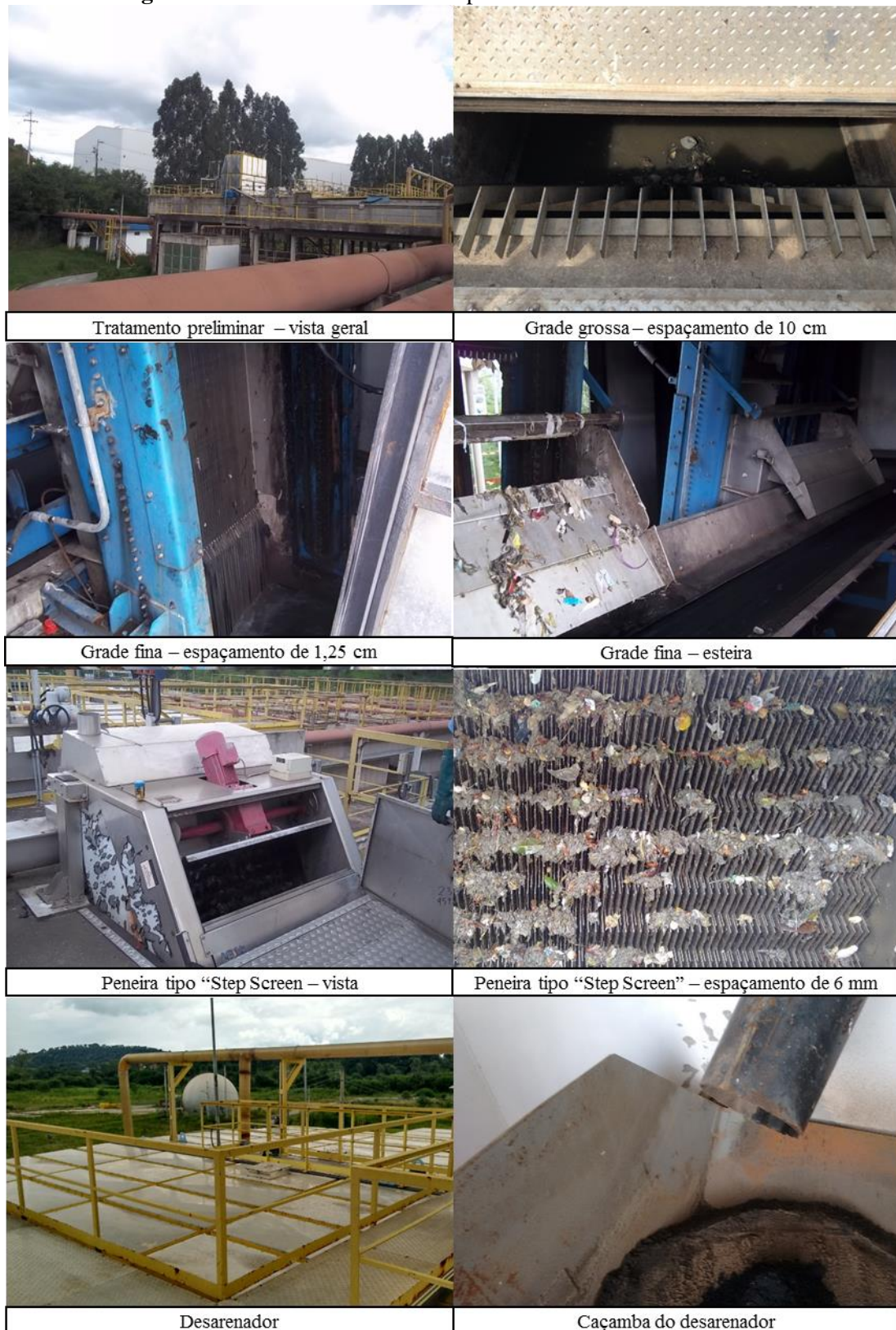
- Fósforo total = 25%

4.1 Descrição do processo de tratamento dos esgotos da ETE Betim Central

4.1.1 Tratamento preliminar

A estação possui um tratamento preliminar composto de sistema de gradeamento, desarenação e *by-pass*. Essas unidades são apresentadas na Figura 4.4.

Figura 4.4 Unidades do tratamento preliminar da ETE Betim Central



Fonte: COPASA, 2015

O esgoto bruto chega à ETE por uma tubulação de aço carbono DN 900 mm, por gravidade, e passa, primeiramente, por uma câmara de chegada onde, através de uma comporta de

extravasão (*by pass*), o esgoto pode ser lançado diretamente no Rio Betim nos momentos de vazões intensas ou de necessidade de manutenção da ETE. Da comporta principal, o esgoto passa pela grade grossa de limpeza manual, com espaçamento de 10 cm entre as barras, onde são retidos os sólidos de grandes dimensões, e dirige-se para as grades finas mecanizadas, que apresentam espaçamento entre barras de 1,25 cm. Posteriormente, é encaminhado para as peneiras mecânicas tipo “Step Screen” ou escalar, cujos espaços entre as barras são de 6 mm. O material removido das peneiras é transportado por um parafuso helicoidal para uma prensa, sendo lançado em uma caçamba que também recebe o material removido da grade manual e da grade fina mecanizada.

O líquido efluente das peneiras passa pelos desarenadores, onde a areia depositada é removida por parafuso helicoidal, lançada em correia transportadora e a seguir descarregada na caçamba de areia. Após passar pelos desarenadores, o esgoto recebe o líquido clarificado da centrífuga na caixa distribuidora de vazão CDV01 e, daí, dirige-se para os reatores UASB.

4.1.2 Reator UASB

O reator UASB tem como objetivo reduzir a carga orgânica contida nos esgotos, transformando parte dela no lodo digerido que será desidratado nas centrífugas e parte em biogás, que é utilizado para alimentar energeticamente os secadores. De acordo com o projeto, essa unidade, cuja imagem é apresentada na Figura 4.5, remove cerca de 70% da carga orgânica.

Figura 4.5 Reatores UASB da ETE Betim Central



Fonte: COPASA, 2015

Em primeira etapa a ETE Betim conta com 06 reatores UASB em formato retangular, sendo cada unidade com 12,80 m de largura e 38,40 m de comprimento. A altura interna total dos reatores é 5,40 m e a altura líquida total é 4,65 m. Cada reator foi dimensionado para receber uma vazão média de 86 L/s e uma vazão máxima de 142 L/s. Assim o tempo de detenção hidráulica e a velocidade ascensional no reator para a vazão média são, respectivamente, 7 h e 24 min e 0,63 m/h; enquanto que para a vazão máxima, o tempo de detenção é 4 h e 28 min e a velocidade ascensional é 1,04 m/h.

Duas unidades de reatores UASB estão sendo utilizadas como digestores anaeróbios de lodo, para promover a digestão do lodo excedente proveniente dos decantadores secundários da etapa de lodo ativado. O efluente dos quatro reatores UASB em operação, tratando o esgoto afluente, é encaminhado aos tanques de aeração.

4.1.3 Reator aeróbio de lodos ativados

O reator aeróbio (tanque de aeração) recebe o efluente dos reatores anaeróbios, o lodo recirculado dos decantadores secundários e parte do esgoto que passou apenas pelo tratamento

preliminar (*by pass* de 15% da vazão afluyente à ETE). Essa unidade é apresentada na Figura 4.6.

Figura 4.6 Tanque de aeração e sopradores da ETE Betim Central



Fonte: COPASA, 2015

A ETE conta, em primeira etapa, com 02 reatores aeróbios, com formato retangular, com 50,00 m de comprimento e 12,50 m de largura. A altura útil dos reatores é 6,16 m, resultando num volume de 3.850 m³ para cada reator. Essas unidades foram dimensionadas para receber uma vazão média total de 514 L/s, resultando num tempo de detenção de 4h e 10 min. A idade do lodo considerada em projeto foi de 7 dias. Cada reator de lodo ativado conta, na zona de entrada, com 03 câmaras seletoras em série, com 12,50 m de comprimento e 3,55 m de largura. Essas câmaras seletoras estão dispostas a montante da zona de aeração, objetivando a produção de um lodo com boa sedimentabilidade. Elas podem ser operadas em condições aeróbias ou anóxicas. Neste último caso, auxiliando em uma desnitrificação parcial. A ETE Betim não foi dimensionada para a remoção elevada de nitrogênio total, uma vez que não apresenta mecanismos de recirculação interna do líquido nitrificado.

No dimensionamento dos tanques de aeração foram considerados os seguintes valores: 2.862 mg/L de sólidos em suspensão totais (SSTTA); 2.100 mg/L de sólidos em suspensão voláteis (SSVATA); concentração média de oxigênio de 1 a 2 mg/L; vazão de recirculação de 80% da vazão afluyente (podendo chegar a 120%); relação alimento microrganismo (A/M) igual a 0,35 kgDBO/kgSSVTA.d; e uma carga de DBO afluyente de 5.760 kgDBO/dia.

O fornecimento de oxigênio para o tanque de aeração é dado por sopradores de ar, do tipo centrífugo de múltiplo estágio, providos de filtros de ar. Em primeira etapa, são três sopradores, sendo um desses reserva. A potência do motor é de 450 CV e a vazão de ar, por soprador, é 10.440 Nm³/h.

Os dois reatores de lodo ativado apresentam seus fundos, incluindo as zonas de seletores, cobertos por difusores de membrana, tipo bolha fina. Cada reator apresenta 2.195 difusores, sendo que desses 448 estão na zona de seletores. A vazão de ar por difusor é 114 m³ ar/dia.

O efluente do reator aeróbio é encaminhado para os decantadores secundários.

4.1.4 Decantador secundário

O efluente dos tanques de aeração é direcionado para as duas unidades de decantador secundário, em formato circular. Cada unidade apresenta 38,00 m de diâmetro e 4,50 m de altura média do líquido, resultando num volume útil de 5.100 m³ e área superficial de 1.133,54 m². Os decantadores foram dimensionados para a vazão total de 514 L/s, resultando numa taxa de aplicação superficial de 19,6 m³/m² x dia e tempo de detenção hidráulica de 3h e 4 min, considerando o lodo recirculado.

Nos decantadores secundários a fração líquida clarificada escoa pelos vertedores triangulares na periferia, constituindo-se no efluente final da ETE. A fração sólida sedimentada no fundo dos decantadores, cuja declividade é de 8%, é removida continuamente pelas pontes raspadoras, sendo o lodo enviado para o poço de lodo da elevatória de retorno. Cada decantador possui na linha de lodo um medidor de vazão Parshall antes da sua descarga na elevatória de recirculação. Parte do lodo é recirculado e outra parcela é descartada do sistema e encaminhada para estabilização nos reatores UASB funcionando como biodigestores.

A Figura 4.7 apresenta imagens do decantador secundário e do efluente final da ETE Betim Central.

Figura 4.7 Decantador secundário e efluente final da ETE Betim Central



Fonte: COPASA, 2015

4.1.5 Unidades da fase sólida

O projeto considerou que o lodo aeróbio excedente, produzido no tanque de aeração, seria encaminhado para a elevatória de lodo excedente que o enviaria para os reatores UASB, para sofrer digestão e adensamento, conjuntamente com o lodo anaeróbio. Assim, o lodo a ser desidratado seria o lodo combinado, retirado do reator UASB. Porém, no início de operação da ETE Betim Central, observou-se que a recirculação do lodo aeróbio excedente no reator UASB prejudicava o desempenho desse último, que passava a perder sólidos em seu efluente. Assim, o lodo aeróbio excedente passou a ser encaminhado para a unidade de reator UASB que funcionaria apenas como digestor anaeróbio, não recebendo o esgoto afluente da ETE, mas apenas o lodo excedente da etapa de lodo ativado, produzido no tanque de aeração e sedimentado no decantador secundário.

O lodo digerido proveniente dos reatores anaeróbios que tratam o efluente e das unidades que trabalham como digestores do lodo excedente aeróbio passa pelo medidor de vazão eletromagnético e vai para o tanque de lodo digerido. O descarte desse lodo ocorre separadamente para cada reator UASB e quando a concentração de sólidos secos é da ordem de 3%, constatada por meio de análises diárias.

As centrífugas têm por finalidade efetuar a desidratação do lodo digerido proveniente dos reatores anaeróbios tratando esgoto e também dos reatores anaeróbios atuando como digestores do lodo excedente aeróbio, reduzindo assim o teor de umidade do lodo. Na ETE Betim Central, as duas centrífugas são alimentadas por bombas em cujas linhas de recalque é injetada solução de polímero para floculação. Antes de entrar na centrífuga, a vazão de lodo é registrada por um medidor de vazão eletromagnético. No projeto foi considerada uma captura de sólidos pela centrífuga de 95%, gerando uma torta de lodo de concentração de 25% sólidos secos. O líquido clarificado produzido no processo de desidratação (centrífuga) é encaminhado para a CDV-1 e, nessa unidade, mistura-se com o esgoto bruto a ser encaminhado, parte para o reator UASB, e outra parcela diretamente para o reator aeróbio (*bypass*). Não é realizada a medição da vazão do clarificado, mas a concentração de sólidos nesse é um indicador do desempenho da centrífuga. O lodo desidratado era lançado em caçambas que, posteriormente, eram transportadas para o aterro sanitário de Contagem. A medição do lodo desidratado é feita por meio do número de caçambas produzidas.

No início do ano de 2014 foi instalado na ETE Betim Central o secador térmico. Assim, a partir dessa data, o lodo desidratado passou a ser encaminhado à unidade de secagem térmica, e o lodo seco encaminhado ao aterro sanitário.

A Figura 4.8 ilustra as unidades da fase sólida relativas à desidratação.

Figura 4.8 Unidades da fase sólida – desidratação da ETE Betim Central



Fonte: COPASA, 2015

4.2 Características de projeto das unidades

As principais características de projeto de cada unidade componente da ETE Betim Central estão resumidas na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 Características das unidades componentes da ETE Betim Central

Unidades	Dados técnicos
Reator UASB	
Número de reatores em 1ª etapa	6
Número de reatores em 2ª etapa	12
Formato	retangular
Comprimento	38,40 m
Largura	12,80 m
Área	491,52 m ²
Altura interna total	5,40 m
Altura líquida total	4,65 m
Volume útil de cada reator	2.285 m ³
Vazão média afluyente por reator	85,66 L/s
Vazão máxima afluyente por reator	141,89 L/s
Tempo de detenção para vazão média	7 h e 24 min
Tempo de detenção para vazão máxima	4 h e 28 min.
Velocidade ascensional média no reator	0,63 m/h
Velocidade ascensional máxima	1,04 m/h
Reator aeróbio de lodos ativados	
Número de unidades (1ª etapa)	2
Número de unidades (2ª etapa)	4
Formato	retangular
Comprimento total	50,00 m
Largura	12,50 m
Altura útil por reator	6,16 m
Volume útil por reator	3.850 m ³
Tempo de detenção para vazão média	4 h e 10 min.
Sólidos em suspensão totais (SST)	2.862 mg/L
Sólidos em suspensão voláteis (SSV)	2.100 mg/L
Concentração média de O ₂ no reator	1 a 2 mg/L
Idade do lodo	7 dias
Relação alimento microrganismo (A/M)	0,35 kgDBO/kgSSV.d
Carga de DBO afluyente	5.760 kgDBO/dia
Número de câmaras seletoras/reator	3
Comprimento da câmara seletora	12,50 m
Largura da câmara seletora	3,55 m
Comprimento da zona aerada	39,35 m
Largura da zona aerada	12,50 m
Decantador Secundário	
Número de unidades (1ª etapa)	2
Número de unidades (2ª etapa)	4
Formato	Circular
Diâmetro interno	38,00 m
Altura líquida média	4,50 m
Área por decantador	1.133,54 m ²
Volume útil por decantador	5.100 m ³
Taxa de aplicação superficial para vazão média	19,58 m ³ /m ² x dia
Tempos de detenção para vazão média (sem retorno)	5 h 31 min.
Tempos de detenção para vazão média (com 80% de retorno)	3 h e 4 min.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Levantamento e sistematização dos dados

O material utilizado para o desenvolvimento do trabalho foi aquele disponibilizado pela COPASA, e que orientou o estudo de avaliação de desempenho da ETE. Esse material conta com os dados históricos do período de julho de 2010 (início de operação da ETE) até julho de 2014, perfazendo quatro anos de dados.

Desde que a estação entrou em operação em julho de 2010, têm sido realizadas análises físico-químicas nos laboratórios Central da Copasa, da ETE Arrudas e da própria estação. Os resultados dessas análises, as medições realizadas e as informações operacionais são catalogados em fichas operacionais. As informações operacionais e medições de vazão, temperatura e pH são registradas diariamente, enquanto que o resultado das análises é obtido semanalmente ou duas vezes por semana.

Os parâmetros monitorados e analisados no trabalho para avaliação da fase líquida são: DBO (total e solúvel), DQO (total e solúvel), sólidos totais (fixos e voláteis), sólidos suspensos (totais, fixos e voláteis), sólidos sedimentáveis, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito, nitrato, fosfato e coliformes (*Escherichia coli*). Esses parâmetros foram amostrados da seguinte forma:

- período de julho de 2010 a dezembro de 2013: amostragem semanal;
- período de janeiro a junho de 2014: amostragem duas vezes por semana.

Esses procedimentos eram feitos por amostras compostas proporcionais à vazão nos pontos de amostragem A e E, conforme Figura 4.3, e amostras simples nos demais pontos da estação. As amostras simples são obtidas por meio de coletores de capacidade de 1 L e, para o lodo decantado da etapa de lodo ativado, são realizadas às 09:00h e às 15:00h. Os procedimentos de coleta e preservação das amostras e os métodos de análises seguem as recomendações do “Standard methods for the examination of water and wastewater” (APHA, AWWA, WEF, 1998). A Figura 5.1 apresenta a imagem do coletor de amostras compostas do esgoto bruto.

Figura 5.1 Coletor de amostras compostas – esgoto bruto afluente à ETE Betim Central



Fonte: COPASA, 2015

Para a avaliação das unidades e também da fase sólida, foram utilizados, no presente trabalho, os seguintes parâmetros monitorados: vazão afluente às demais unidades; vazão de recirculação e de lodo excedente; sólidos, temperatura, alcalinidade e pH; vazão de descarte de lodo digerido e vazão de lodo seco. O monitoramento consistiu em amostragem simples e diária, à exceção das vazões afluente à ETE e de recirculação do lodo, em que as amostras eram compostas.

Com o intuito de sistematizar os resultados, os dados das análises e operacionais relacionados com o desempenho da ETE foram introduzidos, em ordem cronológica de monitoramento, em planilhas eletrônicas do Microsoft Excel, elaboradas pelo grupo de pesquisa em tratamento de águas residuárias do DESA-UFMG.

Com base nessas planilhas, foram calculadas as eficiências de remoção das cargas poluidoras afluentes, considerando todos os constituintes citados, as taxas de aplicação superficiais, e as condições de carga, tais como tempo de detenção hidráulica, idade do lodo e relação alimento microrganismo (A/M).

A análise por fases separadas de operação da ETE foi considerada. Porém, ela se tornou muito complexa devido à combinação do aumento da carga hidráulica e orgânica, bem como à entrada em operação de novas unidades (reatores UASB, tanques de aeração e decantadores secundários). Assim, optou-se por realizar a análise considerando um único período, compreendido entre julho de 2010 e junho de 2014.

5.2 Estatística descritiva e tratamento dos dados

Os dados do monitoramento da estação, bem como os parâmetros calculados por meio desses, foram analisados por meio de estudos estatísticos com o intuito de avaliar o desempenho da ETE Betim Central.

Para todos os parâmetros de interesse, DBO, DQO, sólidos, nitrogênio, fosfato e coliformes, afluentes e efluentes à ETE, bem como os parâmetros de cada unidade, foram calculadas as estatísticas básicas relativas ao número de dados, média, mediana, valores máximos e mínimos, quartis inferior e superior, percentis de 10 e de 90%, desvio padrão e coeficiente de variação.

Gráficos de série temporal e box-plot foram plotados no Excel com o intuito de auxiliar na avaliação do desempenho da estação durante o período de monitoramento.

Os resultados de concentrações efluentes e eficiência de remoção dos constituintes citados foram comparados com os dados de desempenho esperado, publicados pela literatura especializada e também com os valores indicados na legislação pertinente relacionada aos padrões de lançamento no estado de Minas Gerais (DN01/2008 COPAM/CERH).

A avaliação do desempenho das unidades componentes da ETE Betim Central foi realizada por meio de comparação dos parâmetros operacionais (como A/M, idade do lodo e taxas de aplicação) com os valores indicados na literatura e na legislação, e também com os estipulados em projeto. Além disso, foi realizada a análise da influência da operação na eficiência de remoção da matéria orgânica (parâmetro DBO total e solúvel).

Os processos de nitrificação e desnitrificação foram avaliados considerando os fatores influentes nesses processos, como a concentração de nitrogênio amoniacal, a temperatura e o pH, além da idade do lodo requerida.

Na análise do gerenciamento da fase sólida foram considerados apenas os processos de digestão do lodo excedente do reator aeróbio e de desidratação pela centrífuga. Apesar de a ETE Betim Central apresentar em sua linha de tratamento do lodo o secador térmico, o mesmo não foi considerado pelo fato de possuir poucos dados durante o período de estudo, uma vez que seu início de funcionamento foi posterior.

5.3 Teste estatístico U de Mann-Whitney

Foi utilizado o teste U de Mann e Whitney disponibilizado pelo “software” Statistica, que é uma alternativa não paramétrica para o teste t, para avaliar diferenças nas medianas observadas entre dois grupos. Foi adotada uma significância de 5% na aplicação do teste. O período chuvoso, que considerou os meses de outubro a março, foi comparado com o seco, de abril a setembro, para verificação de diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações dos constituintes no esgoto bruto e tratado, bem como a vazão afluyente à ETE. O teste permitiu também avaliar a influência da vazão de infiltração no sistema.

5.4 Séries temporais

A avaliação dos parâmetros operacionais da ETE Betim Central ao longo do período de monitoramento foi realizada também com o apoio de séries temporais. Assim, foi possível identificar o comportamento dos diversos parâmetros durante o período de estudo.

As séries temporais suavizadas foram construídas por meio da ferramenta do Excel de médias móveis, considerando 5 termos consecutivos, por essa curva fornecer melhores condições de análise do comportamento dos parâmetros avaliados.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Vazão e carga afluyente à ETE

A Tabela 6.1 apresenta a estatística descritiva da vazão e da carga de DBO afluyente à ETE e os gráficos da Figura 6.1 contêm as séries temporais desses parâmetros, durante o período de monitoramento. A vazão afluyente à ETE esteve abaixo da vazão média de projeto (44.410 m³/dia) durante todo o período de monitoramento e foi aumentando ao longo dos anos. Isso indica que a adesão ao sistema de coleta e tratamento de esgoto ocorreu de forma gradativa, sendo resultado também de uma implantação etapalizada do sistema de interceptação.

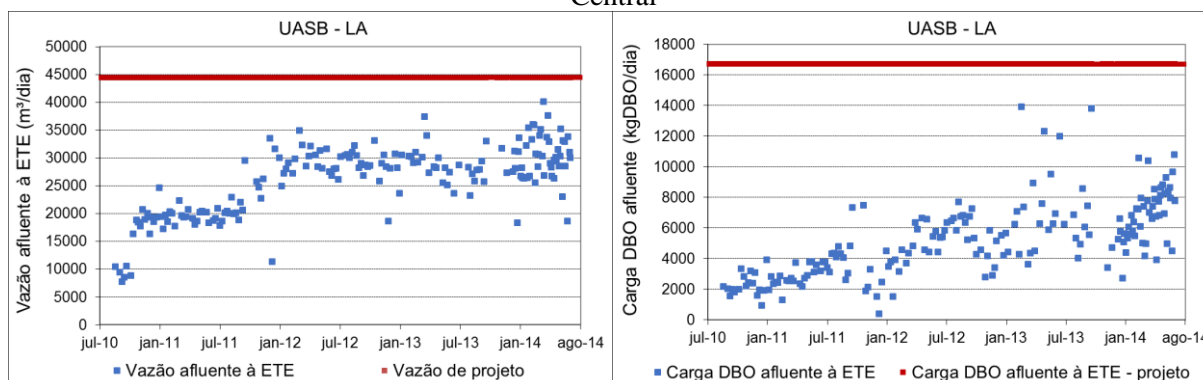
Apesar de sua variabilidade, não se pode observar, com certeza, uma variação da vazão afluyente à ETE em decorrência de períodos chuvosos e secos. Isso é reforçado pelo teste estatístico U de Mann-Whitney, que indicou não haver diferença significativa entre as medianas dos períodos secos e chuvosos, a um nível de significância de 5% (p igual a 0,619056).

A carga de DBO afluente à ETE também esteve abaixo do valor de projeto (16.724 kgDBO/dia) durante todo o período de estudo. Conforme esperado, assim como a vazão afluente à ETE cresceu ao longo do período de monitoramento, a carga de DBO também apresentou aumento durante esse período.

Tabela 6.1 Estatística descritiva da vazão e da carga de DBO afluente à ETE Betim Central

Estatística	Vazão		Carga de DBO afluente
	m ³ /dia	L/s	kgDBO/dia
Número de dados	184	184	184
Média	26.072	302	5.184
Mediana	27.864	323	4.954
Mínimo	7.733	90	407
Máximo	40.090	464	13.915
Desvio Padrão	6.147	71	2.456
Coefficiente de variação	0,24	0,24	0,47

Figura 6.1 Série temporal da vazão (m³/dia) e da carga de DBO (kgDBO/dia) afluente à ETE Betim Central



6.2 Avaliação das concentrações e das eficiências de remoção

A qualidade do efluente das diversas unidades componentes do sistema de tratamento da ETE Betim Central, bem como a eficiência de remoção, foi avaliada e comparada com valores encontrados na literatura e os previstos em projeto. No estudo foram avaliados os seguintes parâmetros: DBO, DQO, sólidos sedimentáveis, sólidos em suspensão totais, nitrogênio (total, orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fosfato e *E. coli*. Para os parâmetros DBO, DQO, sólidos sedimentáveis e sólidos em suspensão totais foi ainda realizada a análise quanto ao atendimento aos padrões de lançamento preconizados pela legislação do Estado de Minas Gerais (DN01/2008 COPAM/CERH). Optou-se por utilizar a legislação estadual, pelo fato de

ela ser bem mais restritiva que os padrões de lançamento estipulados na Resolução Conama 430/2011.

6.2.1 DBO - demanda bioquímica de oxigênio

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, estabelece para o parâmetro DBO os seguintes padrões de lançamento:

- concentração até 60 mg/L; ou
- tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários.

A Tabela 6.2 apresenta os resultados da estatística descritiva da concentração de DBO do afluente e do efluente às unidades da ETE Betim Central e da eficiência de remoção, cobrindo o período de monitoramento.

Tabela 6.2 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DBO (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central

Estatística	Tratamento Preliminar			Reator UASB			Lodo Ativado			Global
	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Ef. (%)
Número de dados	202	173	173	173	173	172	171	200	169	200
Média	195	171	5	171	64	58	76	12	83	94
Mediana	196	160	16	160	57	64	65	10	86	95
Mínimo	36	34	-251	34	20	-29	27	3	-15	71
Máximo	507	458	72	458	240	86	310	62	98	98
Percentil 10%	117	81	-42	81	33	32	40	5	70	89
Percentil 90%	264	285	47	285	103	77	115	22	93	97
Desvio Padrão	69	79	46	79	33	20	45	9	13	4
Coefficiente de variação	0,35	0,46	8,97	0,46	0,52	0,34	0,60	0,74	0,15	0,04

São valores típicos de concentração de DBO no esgoto bruto 100 a 400 mg/L (VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014; METCALF & EDDY, 2014; LEME, 2014). Na ETE Betim Central, a faixa de variação desse parâmetro, dada pelos percentis 10% e 90%, foi de 117 a 264 mg/L, indicando se tratar de um esgoto com concentração mais fraca à media.

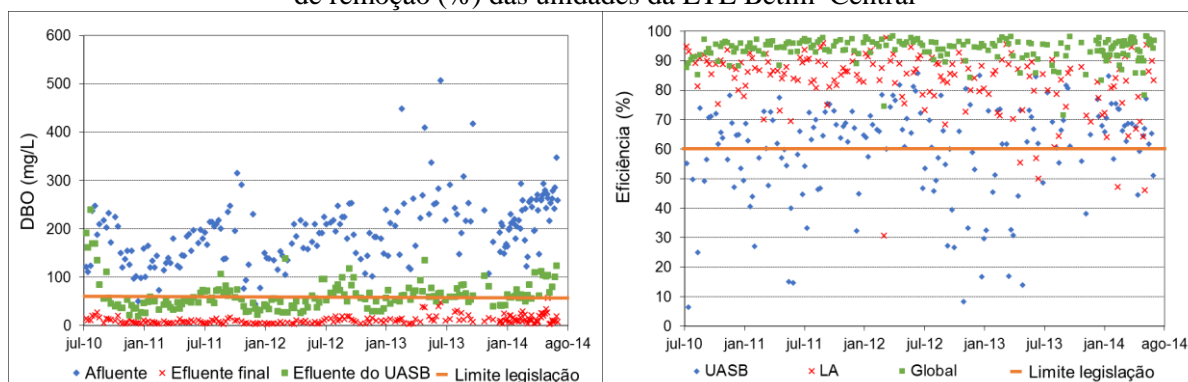
Dessa tabela pode-se observar que a concentração média de DBO do efluente final (12 mg/L) é bem inferior à faixa indicada por von Sperling e Chernicharo (2002), mas semelhante ao encontrado por Mungray e Murthy (2014) e por Khan *et al.* (2014). Além disso, está bem

abaixo do exigido pela legislação ambiental (60 mg/L) e do estipulado em projeto (30 mg/L). A menor eficiência global do sistema foi de 71%, sendo que a média (94%) e a mediana (95%) foram próximas ao valor estimado em projeto (92%). Estes resultados apontam para um ótimo desempenho da estação de tratamento de esgoto quanto à remoção de matéria orgânica.

Em termos de cada etapa, individualmente, observa-se que o tratamento preliminar teve, como esperada, uma baixa eficiência de remoção de DBO, uma vez que este não é seu principal objetivo. Há poucos dados na literatura acerca de eficiências do tratamento preliminar, mas deve-se atentar para o fato de que o sistema em estudo inclui uma etapa de peneiras. Já com relação à etapa biológica, a mediana das eficiências do reator UASB e da etapa de lodos ativados foram de 64% e 86%, respectivamente. Essas eficiências, tanto do reator UASB como do lodo ativado, foram semelhantes às encontradas na ETE Vadodara, estudada por Khan *et al.* (2014). A eficiência do reator UASB encontra-se dentro da faixa típica da literatura e próxima do valor estipulado em projeto de 70%, ao passo que a da etapa de lodos ativados supera as expectativas, uma vez que recebe um afluente de menor biodegradabilidade.

A Figura 6.2 apresenta as séries temporais da concentração de DBO e da eficiência de remoção ao longo do sistema. Nos gráficos dessa figura também são indicadas as metas estabelecidas para a concentração efluente (60 mg/L) e para a eficiência (60% de remoção) com vistas ao atendimento à legislação ambiental do estado de Minas Gerais.

Figura 6.2 Séries temporais das concentrações de DBO (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central



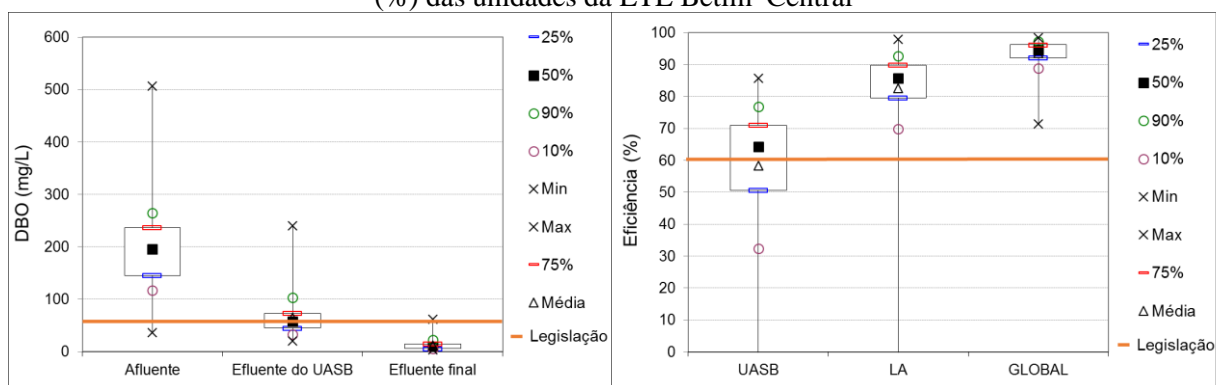
Nota: Quatro valores de eficiência (três referentes ao reator UASB e um referente à etapa de LA) não aparecem no gráfico por estarem fora da escala.

Pode-se verificar, pela Figura 6.2, a importante contribuição de ambas as etapas do tratamento para a remoção de DBO, bem como a estabilidade do efluente final, apesar da variabilidade da concentração afluente à estação. No que diz respeito à eficiência de remoção, a ETE Betim Central foi capaz de atender à legislação ambiental em todo o período de monitoramento, ou seja, em 100% das amostras. Quando se analisa a qualidade do efluente final, tem-se que a legislação foi violada em apenas uma amostra (valor máximo igual a 62 mg/L) durante todo o período de estudo, conduzindo a um percentual de atendimento ao padrão igual a 99,5%. Assim, tem-se que o sistema de tratamento composto de reator UASB e lodo ativado é capaz de atender com sucesso a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008.

É possível observar também certa sazonalidade da concentração de DBO afluente à ETE, com valores maiores no período seco (de abril a setembro) e menores no período chuvoso (de outubro a março). Esse resultado é reforçado pelo teste estatístico U de Mann-Whitney, o qual indica haver diferença significativa (valores de p menores que 0,05), considerando uma significância de 5%, entre as medianas dos períodos secos e chuvosos, tanto para o afluente à ETE (medianas de 214 mg/L e 161 mg/L, respectivamente, e p igual a 0,000001), como para o efluente da estação (medianas de 11 mg/L e 9 mg/L, respectivamente, e p igual a 0,010944). Apesar dessa sazonalidade, a estação foi capaz de gerar um efluente final com baixas concentrações na maior parte do período de monitoramento. O resumo dos testes estatísticos para a verificação da sazonalidade é apresentado no item 6.3.3.

Gráficos box-plot da concentração e da eficiência de remoção de DBO são apresentados na Figura 6.3. Nessa figura também são indicados os valores estipulados pela legislação ambiental de Minas Gerais.

Figura 6.3 Box-plot das concentrações de DBO (mg/L) afluente e efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central



A concentração do efluente final foi menor que 30 mg/L em mais de 90% do período de estudo, estando de acordo com o previsto em projeto. Observa-se também que em praticamente todo o tempo a ETE Betim Central apresentou efluente com concentração abaixo do valor permitido pela legislação (60 mg/L), tendo como valor máximo 62 mg/L.

O reator UASB foi capaz de atender o padrão de lançamento para DBO (60 mg/L) em 50% do período de monitoramento, reforçando a necessidade da etapa de lodos ativados para um efluente que atenda à legislação.

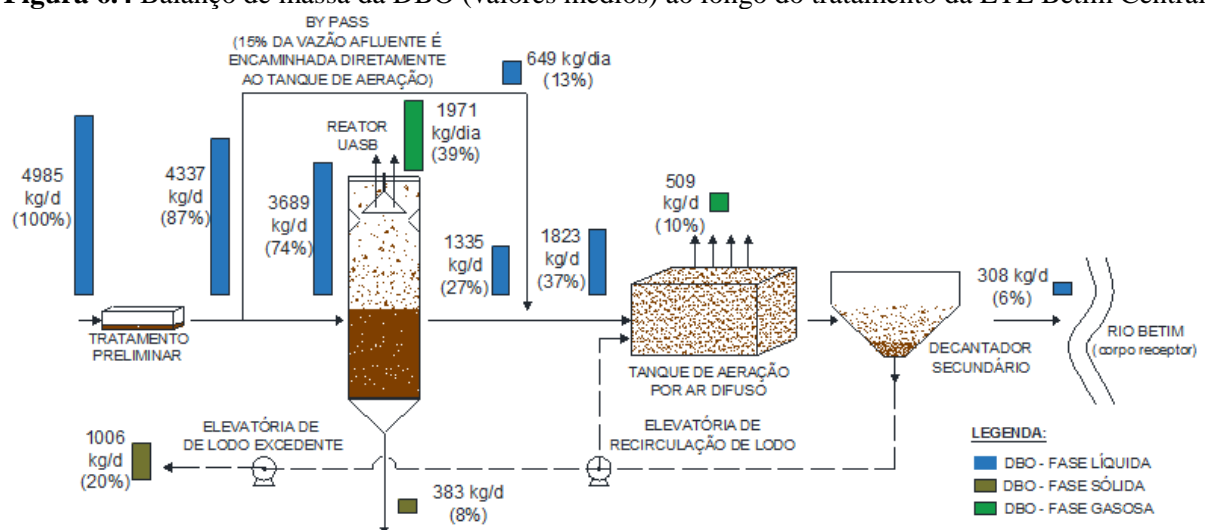
Quando se considera a Resolução CONAMA 430/2011, que adota como padrão de lançamento de DBO a concentração menor que 120 mg/L ou a eficiência de remoção mínima maior que 60%, tem-se que o efluente final da ETE Betim Central é capaz de atender, com folga, essa legislação (valor máximo da concentração de DBO igual a 62 mg/L). Além disso, o efluente do reator UASB, que apresentou concentração menor que 120 mg/L em mais de 90% do período de monitoramento, apresentaria uma violação de apenas 6%.

Ainda pela Figura 6.3, tem-se que os requisitos de eficiência constantes da legislação foram plenamente atendidos pelo sistema UASB-lodo ativado, com eficiências superiores a 70% e não inferiores a 60%. Apenas a unidade de reator UASB não seria capaz de atender a legislação no quesito eficiência de remoção. Para a unidade de lodo ativado, foi encontrada uma eficiência de remoção acima do valor encontrado por von Sperling, Freire e Chernicharo (2001), mas muito semelhante aos valores encontrados por Khan *et al.* (2014). Os valores de eficiência de remoção do reator UASB foram próximos aos encontrados por von Sperling, Freire e Chernicharo (2001), mas inferiores ao obtido por Tawfik, Sobhey e Badawy (2008) no estudo de reator UASB seguido por lodo ativado para tratamento de esgoto doméstico juntamente com esgoto de laticínio.

A Figura 6.4 mostra o balanço de massa da DBO da ETE Betim Central, estimado a partir das cargas médias ao longo do processo de tratamento. A carga média da fase líquida foi obtida por meio da média aritmética do produto das concentrações afluente e efluente pelas vazões afluente e efluente de cada unidade, respectivamente. Para esse cálculo, foram considerados apenas os dias em que havia todos os dados necessários ao balanço de massa do sistema, ou seja, os dias em que não havia medição de vazão ou de alguma concentração foram desconsiderados. Assim, foram utilizados 153 dados para a fase líquida. Para a fase sólida do sistema, ou seja, para o cálculo da carga de DBO removida, tanto no lodo do UASB, como no

lodo excedente da etapa de lodo ativado, considerou-se que esses apresentam características semelhantes às do efluente do UASB e da ETE, respectivamente. Assim, as cargas de DBO do lodo do reator UASB e do lodo aeróbio excedente foram obtidas por meio da proporcionalidade entre as concentrações de DBO particulada e sólidos em suspensão totais no efluente final e no lodo, assumindo-se que ambos os sólidos tenham as mesmas características. Foram utilizados 33 dados para o lodo do reator UASB e 26 dados para o lodo aeróbio excedente. Para cada conjunto de dados foi calculada a relação DBO particulada/SST, resultando nos valores médios de 0,30 para o efluente do reator UASB e 0,50 mg/L de DBO particulada por mg/L de SST para o efluente da ETE. A concentração de DBO particulada no lodo excedente (anaeróbio e aeróbio) foi obtida por meio do produto da relação DBO particulada/SST do efluente pela concentração de SST do lodo e, multiplicou-se essa concentração pela vazão do lodo para se obter a carga de DBO no lodo. Na fase gasosa, a carga de DBO removida, ou seja, convertida nos gases metano e carbônico (no reator UASB) e carbônico (no tanque de aeração) foi obtida pela diferença entre a carga removida na unidade e a carga removida no lodo. Todos esses valores médios das cargas das demais fases são apresentados em escala, na figura. Não foi apresentada na Figura 6.4, por falta de medições de concentração e por se tratar de uma parcela bem pequena, a contribuição referente ao clarificado das centrífugas, que é retornado ao sistema na caixa a montante do reator UASB e do *by pass*.

Figura 6.4 Balanço de massa da DBO (valores médios) ao longo do tratamento da ETE Betim Central



Conforme esperado, observa-se na Figura 6.4 que a remoção de DBO pelo tratamento preliminar foi bem pequena. Tanto a fase anaeróbia (UASB) como a aeróbia (lodo ativado)

tiveram importante contribuição para a remoção de matéria orgânica, resultando no lançamento de uma carga efluente média de 308 kgDBO/dia no corpo receptor, considerando o recebimento de uma carga média de 4.985 kg/d no esgoto bruto (eficiência de 94%).

Pela figura também pode ser observada a parcela de carga orgânica oriunda do *by pass*. Essa manobra de encaminhar parcela do esgoto do tratamento preliminar diretamente à etapa de lodo ativado tem como objetivo fornecer matéria orgânica adequada ao desenvolvimento dos microrganismos dessa unidade. Assim, a carga afluente à etapa de lodo ativado deveria ser a soma da carga efluente do UASB com a carga do *by pass*. Porém, a carga obtida por meio da concentração e vazão afluente ao lodo ativado foi um pouco menor, resultando em uma diferença de 8% entre o valor estimado (1.984 kgDBO/dia) e o medido (1.823 kgDBO/dia).

Na etapa anaeróbia a remoção de DBO pelo lodo foi de cerca de 10%, enquanto que na etapa aeróbia essa remoção foi de 55%. A remoção na fase gasosa representou cerca de 53% e 28% nos processos anaeróbio e aeróbio respectivamente. Chernicharo (2007) sugere as seguintes faixas de remoção: 5 a 15% de remoção no lodo e 50 a 70% de conversão em gás metano para os sistemas anaeróbios, e 30 a 40% de remoção no lodo e 40 a 50% de conversão em gás carbônico para os sistemas aeróbios. Assim, os valores encontrados para a etapa anaeróbia foram próximos dos sugeridos por Chernicharo (2007); enquanto que os da etapa aeróbia apresentaram-se fora da respectiva faixa da literatura, indicando ainda uma maior remoção de DBO no lodo.

6.2.2 DBO solúvel

A DBO é encontrada na forma particulada e solúvel. As bactérias presentes nos sistemas biológicos de tratamento de esgoto conseguem remover a DBO na forma solúvel. Assim, a análise da remoção da DBO solúvel indica a eficiência do tratamento biológico, ou seja, a eficiência biológica, que é encontrada pela relação entre a diferença da DBO total afluente e a DBO solúvel efluente, dividida pela DBO total afluente. A seguir é apresentada a Tabela 6.3 com os resultados da estatística descritiva da concentração de DBO solúvel e total, afluente e efluente às unidades de tratamento da ETE Betim Central, bem como da eficiência biológica, durante o período de monitoramento.

Tabela 6.3 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DBO total do afluente, de DBO solúvel (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção biológica (%) das unidades da ETE Betim Central

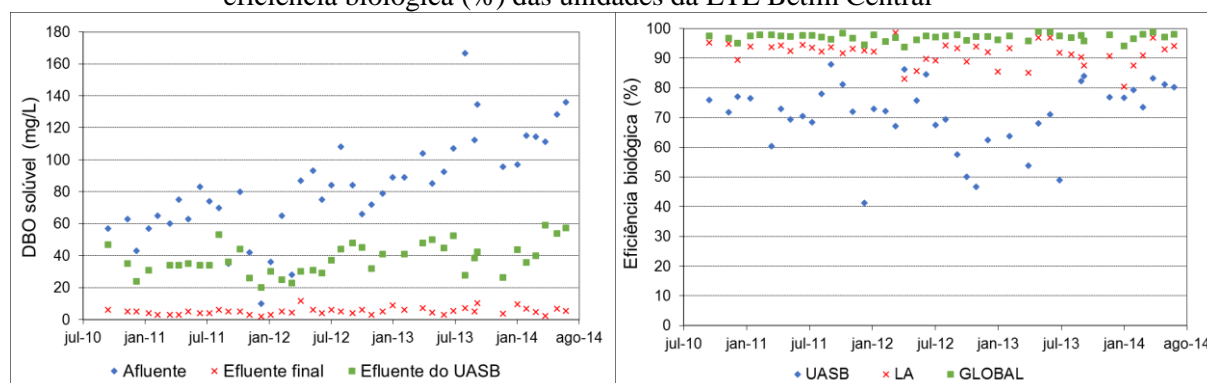
Estatística	Reator UASB				Lodo Ativado			Global	
	DBO total		DBO solúvel		DBO total		Ef. Biológ.		
	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	(%)	(%)	
Número de dados	173	41	41	40	171	42	43	42	43
Média	171	66	38	71	76	37	5	92	97
Mediana	160	53	36	73	65	36	5	93	97
Mínimo	34	13	20	41	27	16	2	80	94
Máximo	458	189	59	88	310	60	12	99	99
Percentil 10%	81	36	26	54	40	37	3	86	96
Percentil 90%	285	105	53	83	115	51	7	96	98
Desvio Padrão	79	35	10	11	45	10	2	4	1
Coef. de variação	0,46	0,54	0,26	0,16	0,60	0,27	0,40	0,04	0,01

Pela Tabela 6.3, observa-se que as concentrações médias de DBO solúvel no efluente do reator UASB e no efluente final (efluente do lodo ativado) são 38 mg/L e 5mg/L, respectivamente. Esses baixos valores são resultado de um eficiente processo biológico de remoção de matéria orgânica.

Com relação à eficiência biológica de remoção de DBO, tem-se que o lodo ativado (92%), mesmo recebendo um afluente com menor biodegradabilidade, é mais eficiente que o reator UASB (71%). Além disso, a mediana da eficiência biológica global do sistema foi de 97%, indicando um excelente desempenho bacteriano de todo o processo.

Na Figura 6.5 são apresentados gráficos com as séries temporais da concentração de DBO solúvel ao longo do sistema de tratamento e da eficiência biológica de remoção de cada unidade.

Figura 6.5 Séries temporais das concentrações de DBO solúvel (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência biológica (%) das unidades da ETE Betim Central



A concentração de DBO solúvel do esgoto bruto cresceu ao longo do tempo e a do efluente final quase não apresentou picos significativos, indicando um bom desempenho do tratamento biológico. Esse resultado é confirmado pelo teste estatístico U de Mann-Whitney, o qual indica não haver diferença significativa, considerando uma significância de 5%, entre as medianas dos períodos secos e chuvosos para o efluente da ETE (medianas de 5,1 mg/L e 5,0 mg/L, respectivamente, e p igual a 0,349576). Esse teste estatístico também identificou, conforme apresentado no gráfico da Figura 6.5, que existe uma sazonalidade desse parâmetro no que diz respeito ao afluente da ETE, obtendo um valor de p igual a 0,038905. Dessa forma, o esgoto afluente à ETE é mais diluído no período chuvoso (mediana igual a 66 mg/L) do que no período seco (mediana igual a 86 mg/L).

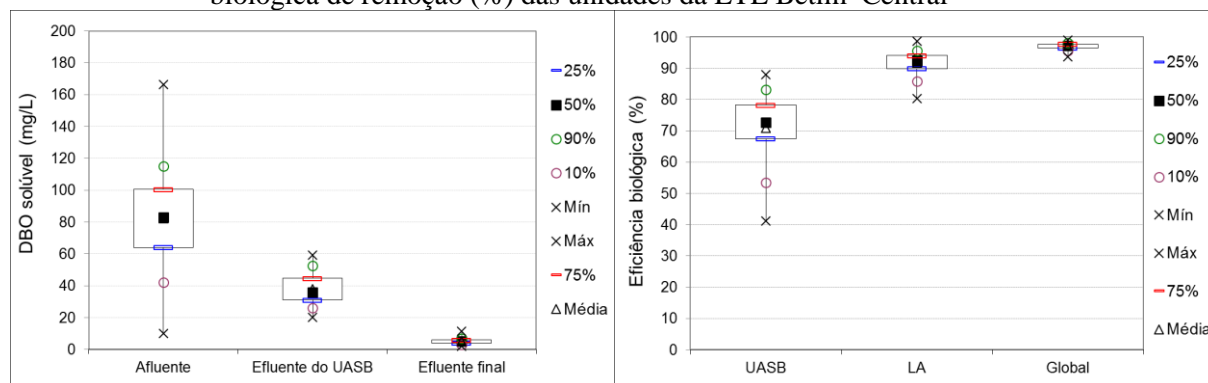
Uma possível explicação para a elevação da concentração de DBO solúvel no esgoto bruto é o aumento da vazão desse ao longo dos anos, como pode ser visto na Figura 6.1, e a diminuição da contribuição relativa às águas de infiltração.

Apesar de a eficiência biológica de remoção da unidade de reator UASB ter apresentado alguma variação, a eficiência global se apresentou elevada ao longo do período de monitoramento. Isso ressalta a importância da etapa aeróbia no sistema de tratamento.

Gráficos box-plot da concentração de DBO solúvel e da eficiência biológica ao longo das unidades de tratamento são mostrados na Figura 6.6. Pela figura, observa-se que o esgoto bruto apresentou grande variabilidade e que, à medida em que passava pelas etapas de tratamento a variação da concentração reduzia. Isso indica se tratar de um adequado sistema de tratamento, capaz de gerar, em diversas condições afluentes, um efluente de elevada qualidade e de menor variabilidade.

As eficiências biológicas do reator UASB e da etapa de lodo ativado apresentaram alguma variabilidade. Porém, a confiabilidade desse sistema quanto à remoção de DBO solúvel é atendida pela eficiência biológica global, que, além de ser bastante elevada, quase não apresentou variação durante o período de estudo.

Figura 6.6 Box-plot das concentrações de DBO solúvel (mg/L) afluente e efluente e da eficiência biológica de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central



6.2.3 DQO – demanda química de oxigênio

Para o parâmetro DQO, os seguintes padrões de lançamento são estipulados pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01:

- concentração até 180 mg/L; ou
- tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários.

Os resultados da estatística descritiva da concentração de DQO do afluente e do efluente das unidades da ETE Betim Central e da eficiência de remoção são apresentados na Tabela 6.4.

Tabela 6.4 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DQO (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central

Estatística	Tratamento Preliminar			Reator UASB			Lodo Ativado			Global
	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Ef. (%)
Número de dados	201	174	174	174	174	173	174	193	166	193
Média	442	398	1	398	173	54	200	37	78	91
Mediana	439	361	11	361	158	59	187	33	81	92
Mínimo	81	81	-305	81	47	-74	20	2	-152	70
Máximo	959	1078	67	1078	742	85	774	160	99	99
Percentil 10%	256	222	-43	222	79	27	105	19	68	85
Percentil 90%	617	639	42	639	271	75	302	61	91	96
Desvio Padrão	144	178	51	178	91	23	101	19	21	5
Coefficiente de variação	0,32	0,45	37,89	0,45	0,53	0,43	0,50	0,51	0,27	0,05

A faixa de valores típicos de concentração de DQO no esgoto bruto é de 250 a 1000 mg/L (METCALF & EDDY, 1991; VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014; LEME, 2014). Na ETE Betim Central, a faixa de variação desse parâmetro, considerando os percentis 10% e 90%, foi de 256 a 617 mg/L, indicando se tratar de esgoto de concentração média a mais diluído.

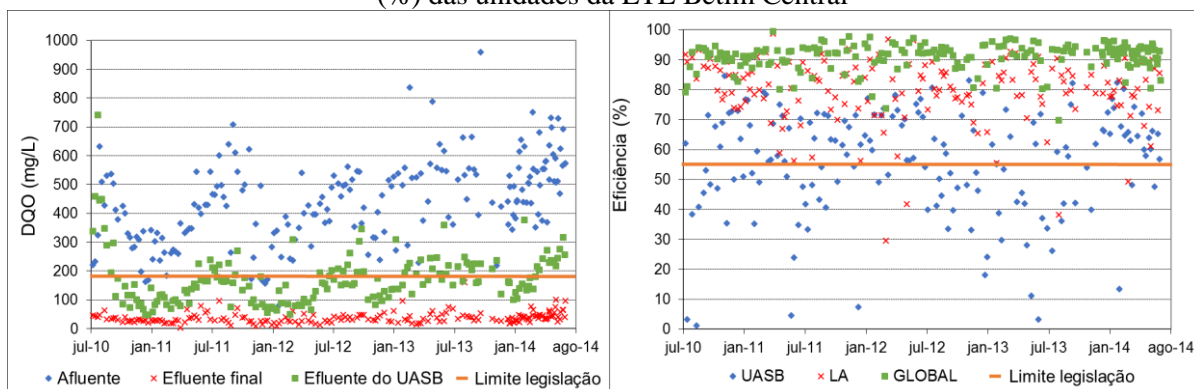
A concentração efluente média de DQO (37 mg/L) está bem abaixo do exigido pela legislação (180 mg/L) e também do encontrado por von Sperling, Freire e Chernicharo (2001), de 56 a 128 mg/L, e por Mungray e Murthy (2014), de 115 mg/L e 123 mg/L. Porém, valor semelhante de concentração média de DQO foi encontrado na ETE Vadodara, estudada por Khan *et al.* (2014). Vale destacar ainda que no sistema estudado por Mungray e Murthy (2014), o esgoto bruto era mais concentrado do que o afluente à ETE Betim Central, com valores médios de 695 mg/L e 784 mg/L.

A eficiência global do sistema variou de 70% a 99%, apresentando um valor médio (91%) um pouco abaixo do encontrado por Tawfik, Sobhey e Badawy (2008), de 99%, mas bem próximo do encontrado por von Sperling, Freire e Chernicharo (2001) e acima do valor obtido nas ETEs de Vadodara e Surat, estudadas por Mungray e Murthy (2014). Vale destacar que o sistema estudado por Tawfik, Sobhey e Badawy (2008) tratava esgoto de laticínio juntamente com esgoto doméstico.

Avaliando cada unidade separadamente, verifica-se que, como esperado, a eficiência de remoção de DQO pelo tratamento preliminar foi quase nula. A média da eficiência do reator UASB foi de 54%, estando um pouco abaixo do encontrado por von Sperling, Freire e Chernicharo (2001) e por Tawfik, Sobhey e Badawy (2008), enquanto que a do lodo ativado (81%) se apresentou dentro da faixa encontrada por Khan *et al.* (2014).

A Figura 6.7 apresenta as séries temporais da concentração de DQO e da eficiência de remoção ao longo do sistema de tratamento, bem como os valores indicados pela legislação ambiental do estado de Minas Gerais para o efluente e para o desempenho da estação de tratamento.

Figura 6.7 Séries temporais das concentrações de DQO (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central



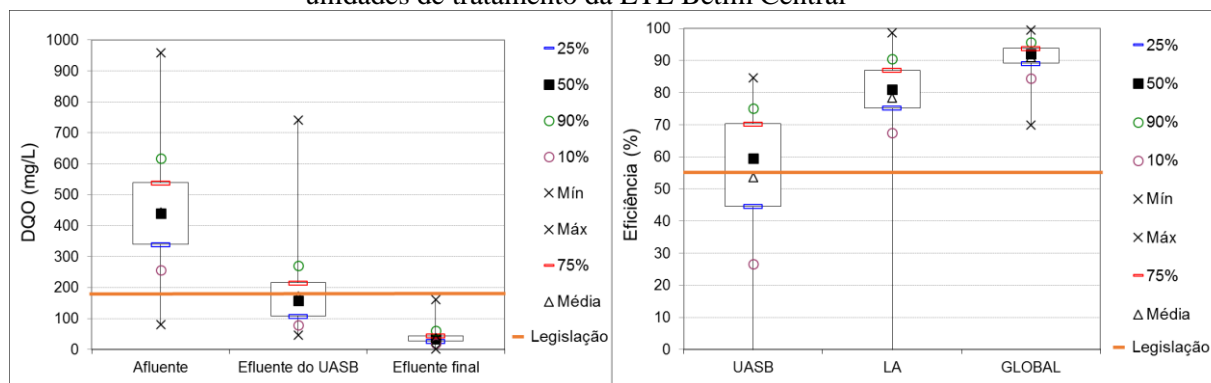
Sete valores de eficiência (seis referentes ao reator UASB e um referente à etapa de LA) não aparecem no gráfico por estarem fora da escala.

É possível observar que o esgoto bruto apresentou grande variabilidade na concentração, enquanto que o efluente final não apresentou picos significativos, indicando se tratar de um adequado tratamento. A eficiência de remoção global do sistema permaneceu elevada em todo o período de estudo, apesar de a unidade de reator UASB apresentar algumas variações de desempenho. Assim, conforme esperado, as duas etapas de tratamento permitem um sistema mais confiável quanto à remoção de DQO. Além disso, a legislação foi atendida em todo o período de monitoramento, tanto quanto ao que se refere à concentração do efluente, como ao desempenho do sistema.

De acordo com o teste estatístico U de Mann-Whitney existe diferença significativa, considerando um nível de significância de 5%, entre as medianas dos períodos secos e chuvosos para o afluente (p igual a 0) e o efluente (p igual a 0,000020) à ETE. Para o afluente, as medianas das concentrações do período seco e chuvoso foram, respectivamente, 499 mg/L e 379 mg/L; e para o efluente, 39 mg/L e 29 mg/L, respectivamente. A sazonalidade da concentração de DQO no afluente e no efluente à ETE também pode ser verificada por meio do gráfico da Figura 6.7.

Gráficos box-plot com as concentrações de DQO e a eficiência de remoção ao longo das unidades de tratamento são mostrados na Figura 6.8.

Figura 6.8 Box-plot das concentrações de DQO (mg/L) afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades de tratamento da ETE Betim Central



Em cerca de 50% do período de monitoramento o efluente do reator UASB apresentou concentração de DQO acima de 180 mg/L, ou seja, não foi capaz de atender ao padrão de lançamento, sem necessitar de um tratamento complementar. Isso justifica a etapa aeróbia de tratamento, que colabora para elevadas eficiências globais de remoção, resultando em um efluente (concentração máxima igual a 160 mg/L) capaz de atender ao padrão estabelecido pela legislação (180 mg/L) em todo o período de monitoramento.

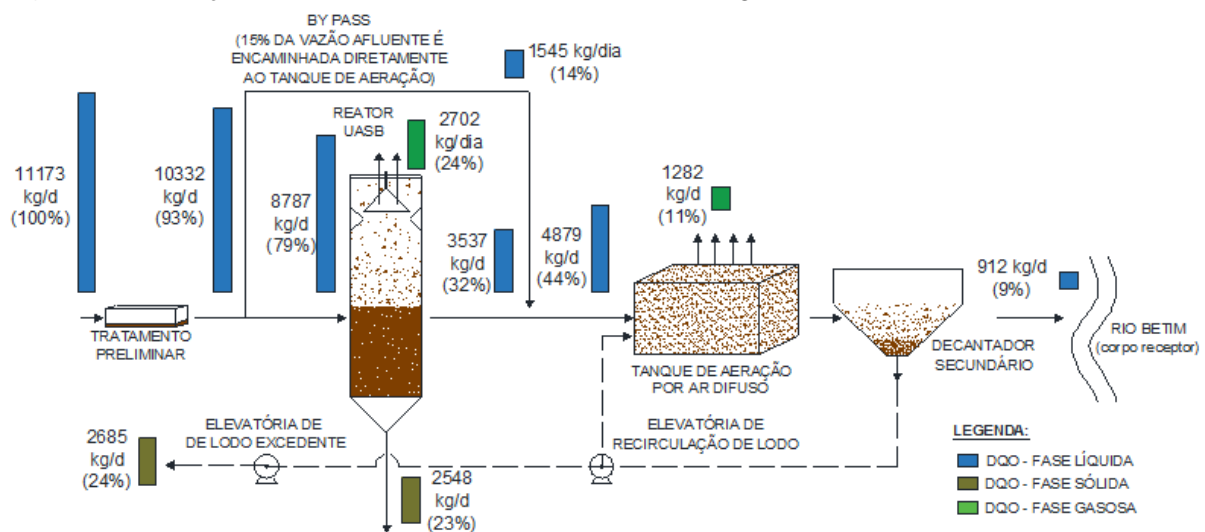
O padrão de lançamento de eficiência de remoção maior de 55% não foi atendido pelo tratamento do reator UASB durante todo o período de monitoramento, sendo necessário um tratamento complementar. Assim, o tratamento incluindo a unidade de lodo ativado permitiu uma maior garantia quanto ao atendimento à legislação ambiental, resultando em eficiências superiores a 70% e garantindo uma melhor qualidade do efluente final.

Tanto os resultados da concentração como da eficiência de remoção indicam um ótimo desempenho do sistema UASB-lodo ativado para a remoção do parâmetro DQO em esgoto doméstico.

A Figura 6.9 ilustra o balanço de massa da DQO da ETE Betim Central, estimado a partir das cargas médias ao longo do processo de tratamento. Da mesma forma como foi feito para a DBO, a carga média da fase líquida foi obtida por meio da média aritmética do produto das concentrações afluente e efluente pelas vazões afluente e efluente de cada unidade, respectivamente. Nesse caso, também foram considerados para o cálculo apenas os dias em que havia todos os dados necessários ao balanço de massa do sistema, resultando em 150 dados para a fase líquida. Para o cálculo da carga de DQO removida tanto no lodo do reator UASB, como no lodo excedente da etapa de lodo ativado, à semelhança do realizado para a DBO, considerou-se que esses apresentam características semelhantes às do efluente do

UASB e da ETE, respectivamente, e foi utilizada a proporcionalidade entre as concentrações de DQO particulada e sólidos em suspensão totais no efluente e no lodo de cada unidade. Foram utilizados 31 dados para o lodo do reator UASB e 23 dados para o lodo aeróbio excedente. Para cada conjunto de dados foi calculada a relação DQO particulada/SST, resultando nos valores médios de 1,83 para o efluente do reator UASB e 1,27 mg/L de DQO particulada por mg/L de SST para o efluente da ETE. A concentração de DQO particulada no lodo excedente (anaeróbio e aeróbio) foi obtida por meio do produto da relação DQO particulada/SST do efluente pela concentração de SST do lodo e, para se obter a carga de DQO no lodo, essa concentração foi multiplicada pela vazão do lodo. A carga de DQO convertida nos gases metano e carbônico (no reator UASB) e carbônico (no tanque de aeração) foi obtida pela diferença entre as cargas removidas nas fases líquida e sólida. Todos esses valores médios das cargas das demais fases são apresentados, em escala, na Figura 6.9. Não foi apresentada, por falta de medições de concentração e por se tratar de uma parcela bem pequena, a contribuição referente ao clarificado das centrífugas, que é retornado ao sistema na caixa a montante do reator UASB e do *by pass*.

Figura 6.9 Balanço de massa da DQO (valores médios) ao longo do tratamento da ETE Betim Central



Conforme esperado, observa-se na Figura 6.9 que a remoção de DQO pelo tratamento preliminar foi bem pequena e, tanto a fase anaeróbia (remoção de 5.250 kgDQO/dia) como a aeróbia (remoção de 3.967 kgDQO/dia) tiveram importante contribuição para a remoção de matéria orgânica, resultando em uma carga efluente média de 912 kgDQO/dia.

A elevada remoção de matéria orgânica pela fase anaeróbia sugere que seja feito um *by-pass* do esgoto bruto com a finalidade de garantir adequadas concentrações desse parâmetro aos microrganismos da etapa aeróbia. Assim, a carga afluyente à etapa de lodo ativado deveria ser a soma da carga efluente do UASB com a carga do *by pass* (5.082 kgDQO/dia). Porém, a carga obtida por meio da concentração e vazão afluyente ao lodo ativado (4.879 kgDQO/dia) foi um pouco menor, resultando em uma diferença de 4%.

A remoção de DQO pelo lodo nas etapas anaeróbia e aeróbia representaram, respectivamente, cerca de 29% e 55% da DQO total afluyente a cada etapa. Na fase gasosa, a remoção desse parâmetro representou cerca de 31% no processo anaeróbio e 26% no aeróbio. Esses valores estiveram um pouco diferentes dos sugeridos por Chernicharo (2007): 5 a 15% de remoção no lodo e 50 a 70% de conversão em gás metano para os sistemas anaeróbios, e 30 a 40% de remoção no lodo e 40 a 50% de conversão em gás carbônico para os sistemas aeróbios. Assim, os resultados sugerem que a remoção de DQO por meio do lodo foi maior que a esperada enquanto que uma menor produção de metano e gás carbônico foi obtida. Porém, é importante ressaltar que tanto os valores de carga removida pelo lodo como a carga convertida em gás foram obtidas por meio de aproximações e considerações, não sendo resultados de medições.

6.2.4 DQO solúvel

Assim como a DBO, a DQO também é encontrada na forma particulada e solúvel. A forma que é assimilada pelas bactérias, no sistema biológico de tratamento de esgoto, é a solúvel. Dessa maneira, também foi calculada a eficiência biológica de remoção de DQO por meio da relação entre a diferença da DQO total afluyente e a DQO solúvel efluente pela DQO total afluyente. A seguir é apresentada a Tabela 6.5 com os resultados da estatística descritiva da concentração da DQO solúvel e total, e da eficiência biológica ao longo das unidades de tratamento da ETE Betim Central.

Tabela 6.5 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de DQO total do afluente, de DQO solúvel (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência biológica de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central

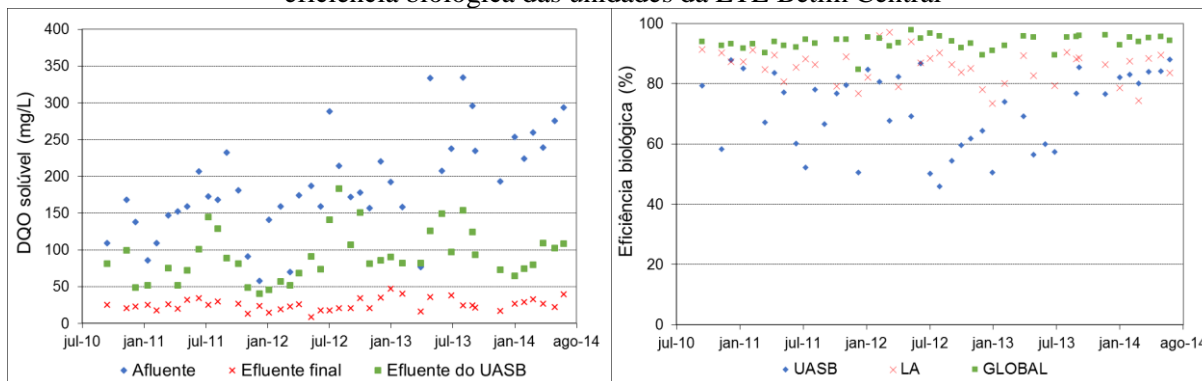
Estatística	Reator UASB				Lodo Ativado			Global	
	DQO total		DQO solúvel		DQO total		DQO solúvel		Ef. Biológ.
	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)
Número de dados	174	41	42	41	174	41	41	41	41
Média	398	153	92	71	200	96	26	86	94
Mediana	361	142	84	77	187	98	25	87	94
Mínimo	81	40	40	46	20	44	9	73	85
Máximo	1078	325	183	88	774	185	47	97	98
Percentil 10%	222	91	52	3	105	52	17	53	75
Percentil 90%	639	217	145	66	302	138	36	84	92
Desvio Padrão	178	65	34	13	101	35	8	6	2
Coef. de variação	0,45	0,42	0,37	0,18	0,50	0,36	0,32	0,06	0,03

Assim como observado para a DBO solúvel, pela Tabela 6.5, tem-se que os efluentes do reator UASB e da etapa de lodo ativado apresentaram baixos valores de concentração média de DQO solúvel (92 mg/L e 26 mg/L, respectivamente), resultado de um processo biológico de remoção de matéria orgânica. A concentração média de DQO solúvel do efluente final esteve abaixo do encontrado por von Sperling, Freire e Chernicharo (2001) para a fase de operação do sistema UASB-lodo ativado em que 20% da vazão era encaminhada diretamente à fase aeróbia (63 mg/L), mas muito próximo do valor encontrado no estudo de Cao e Ang (2009), de 25 mg/L.

Conforme esperado, observa-se que a eficiência biológica de remoção de DQO foi maior na unidade de lodo ativado (86%) do que no reator UASB (71%). A eficiência biológica global foi bastante elevada (94%), estando acima da média encontrada no sistema UASB-lodo ativado com recirculação interna do efluente, estudado por Cao e Ang (2009), de 79%. Os valores máximo de 98% e mínimo de 85%, além de um pequeno coeficiente de variação, indicam um excelente desempenho bacteriano de todo o sistema.

As séries temporais da concentração de DQO solúvel ao longo do sistema de tratamento e da eficiência biológica de remoção de cada unidade são apresentadas na Figura 6.10.

Figura 6.10 Séries temporais das concentrações de DQO solúvel (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência biológica das unidades da ETE Betim Central

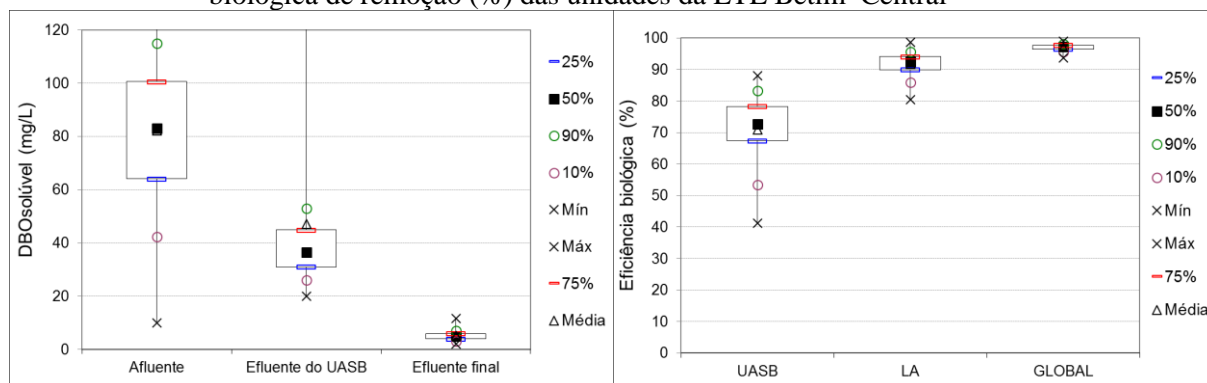


Observa-se, na Figura 6.10, que a concentração de DQO solúvel do esgoto bruto, assim como ocorreu com o parâmetro DBO solúvel, cresceu ao longo do tempo. A concentração do efluente final quase não apresentou picos significativos e não ultrapassou o valor de 50 mg/L, indicando um eficiente tratamento biológico. Pelo gráfico não é possível identificar claramente a sazonalidade nas concentrações afluentes e efluentes à ETE. Porém, de acordo com o teste estatístico U de Mann-Whitney, existe diferença significativa, para um nível de significância de 5%, entre as medianas do afluente nos períodos seco e chuvoso (valor de p igual a 0,019677). Assim, o esgoto bruto apresentou-se mais diluído no período chuvoso, com mediana de 159 mg/L. A mediana no período seco, para o afluente, foi de 207 mg/L. O efluente tratado não apresentou diferença significativa (valor de p igual a 0,968792), indicando, juntamente com os baixos valores de concentração, um adequado tratamento na estação.

A eficiência biológica do reator UASB apresentou maior variação do que a do lodo ativado, indicando um bom desempenho da etapa aeróbia.

A Figura 6.11 contém os gráficos box-plot da concentração de DQO solúvel e da eficiência biológica de remoção de cada unidade do sistema de tratamento.

Figura 6.11 Box-plot das concentrações de DQO solúvel (mg/L) afluente e efluente e da eficiência biológica de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central



Também por essa figura é possível observar a contribuição de cada etapa (anaeróbia e aeróbia) para a redução da concentração de DQO solúvel ao longo do sistema de tratamento. Tanto a concentração de DQO solúvel no efluente final como a eficiência biológica global apresentaram pequenas variações. Além disso, a menor eficiência global do sistema foi de 85%, indicando se tratar de um adequado sistema de remoção de matéria orgânica biodegradável.

6.2.5 Sólidos sedimentáveis

Em Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01 estabelece que o efluente lançado em corpos d'água deve apresentar uma concentração máxima de material sedimentável de 1 mL/L, em teste de 1 hora em cone Imhoff. Este padrão é o mesmo da Resolução Conama 430/2011. O atendimento a esse padrão foi considerado em projeto.

A ETE Betim Central realiza o monitoramento do parâmetro sólidos sedimentáveis, cujos resultados da estatística descritiva da concentração do afluente e do efluente das unidades da estação são apresentados na Tabela 6.6.

Tabela 6.6 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de sólidos sedimentáveis (mL/L) do afluente e do efluente das unidades da ETE Betim Central

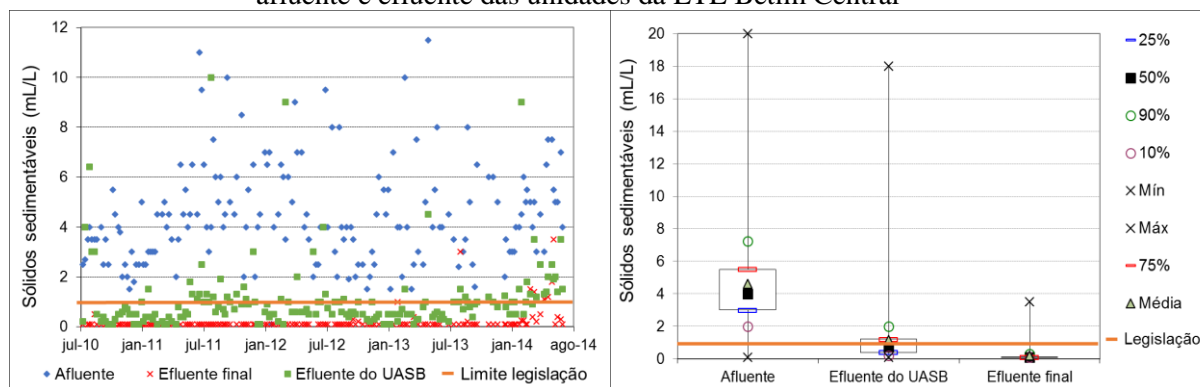
Estatística	Tratamento Preliminar		Reator UASB		Lodo Ativado	
	Afl. (mL/L)	Efl. (mL/L)	Afl. (mL/L)	Efl. (mL/L)	Afl. (mL/L)	Efl. (mL/L)
Número de dados	176	174	174	175	167	165
Média	4,6	6,2	6,2	1,2	2,2	0,2
Mediana	4,0	4,0	4,0	0,7	0,9	0,1
Mínimo	0,1	0,7	0,7	0,1	0,1	0,1
Máximo	20,0	86,0	86,0	18,0	130,0	3,5
Percentil 10%	2,0	2,0	2,0	0,2	0,3	0,1
Percentil 90%	7,3	10,7	10,7	2,0	2,5	0,3
Desvio Padrão	2,6	8,0	8,0	1,9	10,5	0,4
Coeficiente de variação	0,56	1,28	1,28	1,62	4,70	2,03

São valores típicos de concentração de sólidos sedimentáveis no esgoto bruto 5 a 20 mL/L (METCALF & EDDY, 2014; VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014; LEME, 2014). Na ETE Betim Central, a faixa de variação desse parâmetro foi de 2,0 a 7,3 mL/L (percentis 10% e 90%), com mediana de 4,0 mL/L, indicando se tratar de um esgoto mais diluído.

Pela análise da Tabela 6.6, tem-se que a concentração de sólidos sedimentáveis do efluente final variou de 0,1 a 3,5 mL/L, e a mediana (0,1 mL/L) está abaixo do exigido pela legislação ambiental (1mL/L).

Gráficos de séries temporais e box plot das concentrações de sólidos sedimentáveis ao longo do sistema de tratamento são apresentados na Figura 6.12. O valor indicado pela legislação para o lançamento do efluente tratado também é mostrado nessa figura.

Figura 6.12 Séries temporais e box plot das concentrações de sólidos sedimentáveis (mL/L) do afluente e efluente das unidades da ETE Betim Central



Nota: Três valores de concentração (dois referentes à concentração afluente e um ao efluente do UASB) não aparecem no gráfico de série temporal por estarem fora da escala.

É possível observar, por esse gráfico, que o esgoto bruto apresentou grande variabilidade na concentração, enquanto que o efluente final apresentou alguns picos significativos, com valores acima do exigido pela legislação.

Apesar de não estar muito claro no gráfico da Figura 6.12, o teste estatístico U de Mann-Whitney indicou haver diferença significativa, a um nível de significância de 5%, entre as medianas do esgoto bruto nos períodos secos e chuvosos (p igual a 0,023280), com medianas menos elevadas no período de chuva. O efluente final não apresentou diferença significativa (p igual a 0,116434), resultado de um adequado tratamento.

Observa-se que em pouco mais de 50% do período de monitoramento o efluente do reator UASB apresentou concentração de sólidos sedimentáveis abaixo de 1 mL/L, ou seja, foi capaz de atender ao padrão de lançamento, sem necessitar de um tratamento complementar. Essa figura também indica que em mais de 90% do período de monitoramento o efluente final atendeu ao padrão de lançamento, indicando se tratar de um sistema adequado ao tratamento de esgoto doméstico.

6.2.6 Sólidos em suspensão totais

De acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01 para o estado de Minas Gerais, a concentração de sólidos em suspensão totais do efluente tratado não pode ultrapassar 100 mg/L. Além disso, a estação de tratamento Betim Central foi projetada para produzir um efluente com concentração estimada de 30 mg/L.

Os resultados da estatística descritiva da concentração de sólidos em suspensão totais do afluente e do efluente às unidades da estação e da eficiência de remoção são apresentados na Tabela 6.7.

Tabela 6.7 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de sólidos em suspensão totais (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central

Estatística	Tratamento Preliminar			Reator UASB			Lodo Ativado			Global
	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Ef. (%)
Número de dados	199	170	170	170	171	170	123	198	122	198
Média	240	244	-21	244	71	64	104	19	79	92
Mediana	224	209	6	209	59	69	82	14	82	93
Mínimo	50	45	-851	45	15	-139	35	1	20	59
Máximo	1158	1890	87	1890	358	96	917	76	99	99
Percentil 10%	136	110	-90	110	32	46	48	5	63	83
Percentil 90%	336	373	55	373	111	87	152	39	92	97
Desvio Padrão	121	178	106	178	48	30	100	15	14	7
Coefficiente de variação	0,50	0,73	-5,14	0,73	0,68	0,47	0,96	0,80	0,17	0,07

A faixa de valores típicos de concentração de sólidos em suspensão totais no esgoto bruto é 100 a 450 mg/L (METCALF & EDDY, 2014; VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014; LEME, 2014). Na ETE Betim Central, a faixa de variação desse parâmetro dada pelos percentis 10% e 90% foi de 136 a 336 mg/L, ou seja, encontrou-se dentro dos limites da literatura. A mediana desse parâmetro (224 mg/L) indica a presença de esgoto de média concentração.

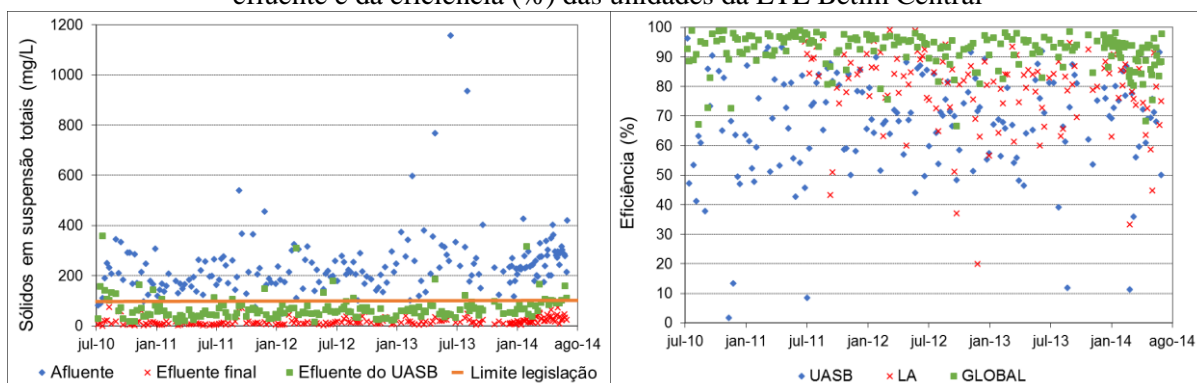
Pela análise da Tabela 6.7, tem-se que a concentração de sólidos em suspensão totais do efluente final variou de 5 a 39 mg/L (percentis 10% e 90%), com valor máximo de 76 mg/L, atendendo ao exigido pela legislação em todo o período de monitoramento. O valor médio da concentração do efluente do reator UASB (71 mg/L) está abaixo do exigido pela legislação ambiental (100 mg/L). Porém, a unidade de lodo ativado colabora para uma grande melhoria da qualidade do efluente (19 mg/L). Além disso, o efluente final apresentou concentrações de sólidos em suspensão totais semelhantes às encontradas por von Sperling, Freire e Chernicharo (2001) e Khan *et al.* (2014).

A média das eficiências do reator UASB, da etapa de lodo ativado e do sistema global foram de 64%, 79% e 92%, respectivamente. A eficiência do reator UASB foi menor do que a encontrada por Tawfik, Sobhey e Badawy (2008) e maior do que as eficiências encontradas por Khan *et al.* (2014), enquanto que a eficiência de remoção da etapa de lodo ativado esteve

dentro da faixa encontrada por Khan *et al.* (2014). Como era de se esperar, o tratamento preliminar não colabora na remoção desse parâmetro.

Gráficos com as séries temporais da concentração de sólidos em suspensão totais, ao longo do sistema de tratamento, e da eficiência de remoção são apresentados na Figura 6.13. Nessa figura também é indicado o valor da concentração do efluente estipulado pela legislação do estado de Minas Gerais.

Figura 6.13 Séries temporais das concentrações de sólidos em suspensão totais (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central



Nota: Cinco valores de eficiência (todos referentes ao reator UASB) não aparecem no gráfico por estarem fora da escala.

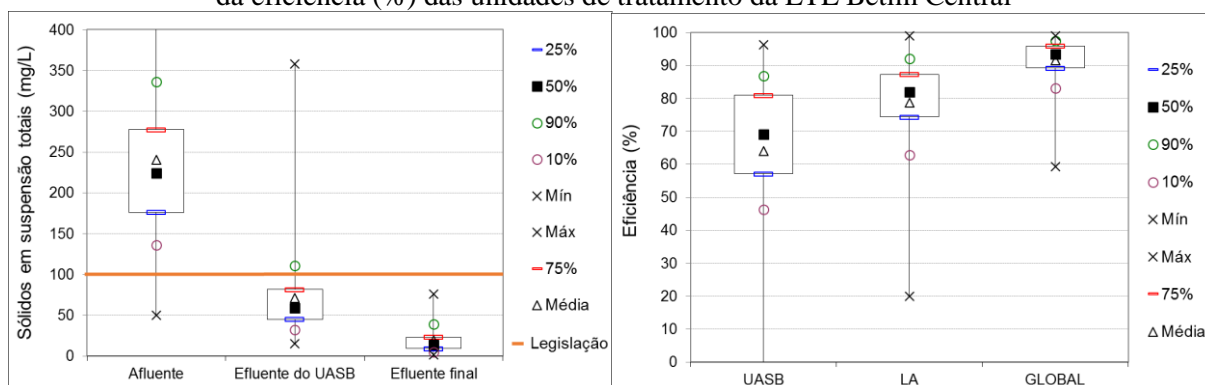
É possível observar que o esgoto bruto apresentou alguns picos na concentração ao longo do período de monitoramento e que o efluente final sempre esteve abaixo do valor exigido pela legislação de 100 mg/L. Isso é resultado de um sistema com elevada eficiência global de remoção desse parâmetro ao longo do período de estudo, indicando se tratar de um tratamento adequado ao esgoto doméstico.

O gráfico da Figura 6.13 sugere que existe uma sazonalidade na concentração de sólidos em suspensão totais no afluente e no efluente da ETE Betim Central. Isso é reforçado pelo teste estatístico U de Mann-Whitney, que indicou haver diferenças significativas, para um nível de significância de 5%, entre as medianas nos períodos seco e chuvoso (p do esgoto bruto igual a 0,023280 e p do efluente final igual a 0,018116). Assim, o esgoto bruto e o efluente final apresentaram-se mais diluídos nos períodos chuvosos, com medianas de 214 mg/L e 13 mg/L, respectivamente. As medianas no período seco, para o afluente e efluente à ETE foram de, respectivamente, 239 mg/L e 16 mg/L. Dessa forma, conclui-se que a vazão de infiltração foi maior no período chuvoso, além da possível intrusão de vazão parasitária (águas de chuva).

A Figura 6.14 apresenta os gráficos box-plot das concentrações e das eficiências de remoção de sólidos em suspensão totais, ao longo das unidades de tratamento. Pela figura, observa-se que em pouco mais de 90% do período de monitoramento o efluente do UASB apresentou concentração de sólidos em suspensão total abaixo de 100 mg/L, ou seja, foi capaz de atender ao padrão de lançamento, sem necessitar de um tratamento complementar. Essa figura também indica que o efluente final atendeu ao padrão de lançamento em todo o período de monitoramento, porém a meta definida em projeto de 30 mg/L foi atendida em pouco mais de 75% do tempo.

A eficiência global foi maior que 89% em 75% do período de estudo, indicando, juntamente com a qualidade do efluente, um excelente desempenho da estação.

Figura 6.14 Box-plot das concentrações de sólidos em suspensão totais (mg/L) afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades de tratamento da ETE Betim Central



6.2.7 Nitrogênio

Foram analisados, no presente trabalho, o nitrogênio nas seguintes formas: nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, além do nitrogênio total. A Tabela 6.8 apresenta os resultados da estatística descritiva da concentração de nitrogênio do afluente e do efluente das unidades da estação e da eficiência de remoção. Não foram calculadas as eficiências de remoção de nitrito e nitrato, tendo em vista que não há medição dos mesmos no afluente à ETE, além de esses compostos serem formados, principalmente, no reator de lodo ativado pelo processo de nitrificação.

Tabela 6.8 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de nitrogênio (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central

Parâmetro	Estatística	Tratamento Preliminar			Reator UASB			Lodo Ativado			Global
		Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Ef. (%)
Nitrogênio orgânico	Número de dados	163	117	116	117	118	117	115	163	114	162
	Média	12,8	11,6	-22,5	11,6	5,0	34,8	7,0	2,0	55,3	75,3
	Mediana	13,0	11,0	0,0	11,0	4,0	60,0	5,6	1,8	74,4	85,6
	Mínimo	1,0	0,7	-600,0	0,7	1,0	-785,7	1,0	0,0	-300,0	-100,0
	Máximo	43,7	39,1	94,5	39,1	38,2	91,7	36,2	10,9	99,9	99,9
	Percentil 10%	3,2	3,0	-100,0	3,0	2,0	0,0	2,2	0,6	5,2	50,0
	Percentil 90%	22,1	20,0	47,6	20,0	8,0	83,7	11,0	4,0	91,1	94,7
	Desvio Padrão	7,5	7,3	101,1	7,3	4,7	109,0	6,0	1,5	57,5	30,7
	Coefficiente de variação	0,59	0,63	-4,50	0,63	0,93	3,13	0,86	0,74	1,04	0,41
Nitrogênio amoniacal	Número de dados	164	118	117	118	119	118	116	164	115	163
	Média	25,4	30,9	-30,9	30,9	31,6	-6,6	30,4	7,3	77,1	72,0
	Mediana	26,0	29,7	-30,8	29,7	32,0	0,0	32,0	4,0	90,0	83,6
	Mínimo	6,0	8,0	-114,3	8,0	2,0	-137,5	2,0	0,2	-37,9	-46,4
	Máximo	54,0	65,4	33,3	65,4	50,0	80,0	46,0	41,0	99,0	99,0
	Percentil 10%	15,0	19,0	-69,1	19,0	20,8	-40,6	20,0	0,7	27,2	21,0
	Percentil 90%	33,8	45,0	7,3	45,0	43,1	22,6	39,1	18,9	97,8	97,2
	Desvio Padrão	7,8	10,5	31,6	10,5	8,9	29,6	7,9	8,9	29,5	33,0
	Coefficiente de variação	0,31	0,34	-1,02	0,34	0,28	-4,49	0,26	1,22	0,38	0,46
Nitrito	Número de dados	-	-	-	-	-	-	-	118	-	-
	Média	-	-	-	-	-	-	-	0,8	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-
	Mínimo	-	-	-	-	-	-	-	0,0	-	-
	Máximo	-	-	-	-	-	-	-	6,2	-	-
	Percentil 10%	-	-	-	-	-	-	-	0,0	-	-
	Percentil 90%	-	-	-	-	-	-	-	3,4	-	-
	Desvio Padrão	-	-	-	-	-	-	-	1,4	-	-
	Coefficiente de variação	-	-	-	-	-	-	-	1,64	-	-
Nitrato	Número de dados	-	-	-	-	-	-	-	117	-	-
	Média	-	-	-	-	-	-	-	10,3	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	8,5	-	-
	Mínimo	-	-	-	-	-	-	-	0,0	-	-
	Máximo	-	-	-	-	-	-	-	34,8	-	-
	Percentil 10%	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-
	Percentil 90%	-	-	-	-	-	-	-	22,3	-	-
	Desvio Padrão	-	-	-	-	-	-	-	8,6	-	-
	Coefficiente de variação	-	-	-	-	-	-	-	0,83	-	-
Nitrogênio total	Número de dados	163	117	116	117	118	117	115	111	106	110
	Média	38,3	42,5	-20,8	42,5	36,7	9,1	37,5	20,8	43,3	38,2
	Mediana	38,0	39,0	-20,0	39,0	37,0	15,9	38,0	20,2	40,7	39,3
	Mínimo	11,0	15,0	-87,5	15,0	6,0	-65,0	18,0	3,7	-31,4	-36,5
	Máximo	78,0	94,1	34,6	94,1	76,4	70,0	72,5	50,1	88,8	84,8
	Percentil 10%	24,0	27,0	-57,1	27,0	23,7	-29,4	23,4	10,3	21,0	4,2
	Percentil 90%	53,9	63,0	16,1	63,0	48,0	36,8	47,0	33,5	70,1	67,1
	Desvio Padrão	12,5	15,2	27,6	15,2	10,4	25,9	10,3	9,2	21,9	24,8
	Coefficiente de variação	0,33	0,36	-1,32	0,36	0,28	2,86	0,27	0,44	0,51	0,65

São valores típicos de concentração de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no esgoto bruto, respectivamente, 8 a 35 mg/L, 10 a 50 mg/L, 0 a 0,1 mg/L e 0 a 2 mg/L (METCALF & EDDY, 2014; VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014; LEME, 2014). Na ETE Betim Central, os valores estão próximos às faixas da literatura, com

indicação de amonificação expressiva na rede de coleta e interceptação - faixa de variação (percentis 10% e 90%) da concentração do nitrogênio orgânico de 3,2 a 22,1 mg/L e de nitrogênio amoniacal de 15,0 a 33,8 mg/L.

De acordo com a Tabela 6.8, tem-se que nem todo o nitrogênio orgânico e amoniacal é transformado em nitrito e nitrato, sendo a concentração média residual no efluente tratado de 2,0 mg/L de nitrogênio orgânico e 7,3 mg/L de nitrogênio amoniacal. No efluente final, a concentração de amônia foi maior do que o valor encontrado por Cao e Ang (2009), de 3,1 mg/L, e o nitrogênio total variou de 3,7 mg/L a 50,1 mg/L no presente estudo.

É possível observar também que a remoção de nitrogênio orgânico se deu tanto no reator UASB como no de lodo ativado, por meio do processo de amonificação, em que o nitrogênio orgânico é transformado em nitrogênio amoniacal. Porém, conforme esperado, a remoção de nitrogênio amoniacal, por meio da nitrificação, ocorreu apenas na fase aeróbia do sistema, estando dentro da faixa encontrada por Khan *et al.* (2014) (62% a 82%), mas abaixo do valor obtido por Cao e Ang (2009) (92%). No processo de nitrificação, o nitrogênio amoniacal é oxidado em nitrito e esse a nitrato; por isso a importância da presença de oxigênio.

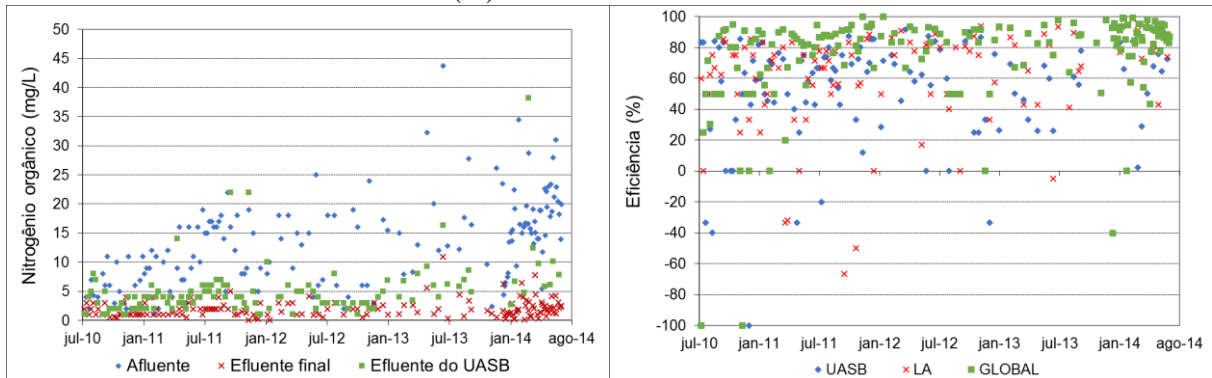
A média da eficiência de remoção de nitrogênio total foi de 38%, estando abaixo dos valores encontrados por Huang *et al.* (2007) (54 a 77%) e Garuti, Dohanyos e Tilche (1992) (82%). Isso é explicado porque a ETE Betim Central, diferente do sistema estudado por esses dois autores, não opera com a recirculação interna do efluente nitrificado. Assim, caso se queira aumentar a eficiência de remoção de nitrogênio dessa ETE, a recirculação do efluente nitrificado no tanque de aeração, para zonas anóxicas, poderia ser estudada como uma alternativa.

As séries temporais da concentração e eficiência de remoção do nitrogênio orgânico durante o período de monitoramento são apresentadas no gráfico da Figura 6.15. Pelo gráfico, é possível observar que, tanto a fase anaeróbia, como a fase aeróbia, contribuíram para a redução da concentração desse parâmetro no efluente. Isso porque, ao contrário da nitrificação, a amonificação não é restrita à presença de oxigênio.

Apesar de no gráfico da Figura 6.15 não ser possível identificar uma sazonalidade quanto às características do afluente e efluente da estação, o teste estatístico U de Mann-Whitney indica haver diferença significativa (para um nível de significância de 5%) entre os períodos seco e

chuvoso, com valores de p iguais a 0,020769 e 0,003974, respectivamente. Assim, as concentrações no período seco, com mediana do afluente (esgoto bruto) igual a 15 mg/L e do efluente final igual a 2 mg/L, são maiores que no período chuvoso, cujas medianas do afluente e do efluente são, respectivamente, 10 mg/L e 1,2 mg/L. Conclui-se que o esgoto no período chuvoso é mais diluído, indicando uma maior contribuição da vazão de infiltração e uma possível intrusão de vazão parasitária (águas de chuva).

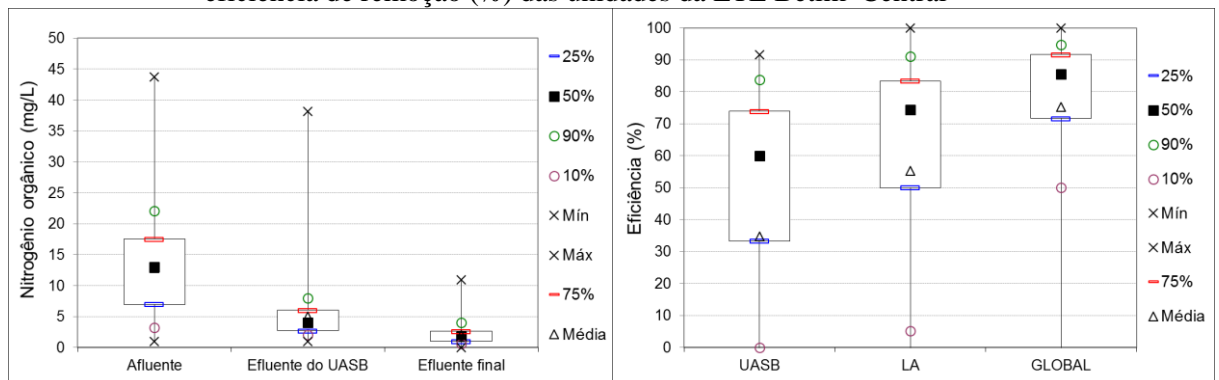
Figura 6.15 Séries temporais das concentrações de nitrogênio orgânico (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central



Nota: Sete valores de eficiência (quatro referentes ao reator UASB e três referentes à etapa de LA) não aparecem no gráfico por estarem fora da escala.

Na Figuras 6.16 são apresentados os gráficos box-plot das concentrações de nitrogênio orgânico e da eficiência de remoção nas etapas de tratamento da ETE Betim Central. Pode-se observar que, apesar de tanto o reator UASB como o lodo ativado contribuírem para a remoção desse parâmetro, a mediana da eficiência global foi de 86%, implicando num efluente final ainda com presença desse parâmetro. Porém, a concentração do efluente final é baixa e não apresentou grande variabilidade, conforme é indicado pelos percentis 10% e 90%.

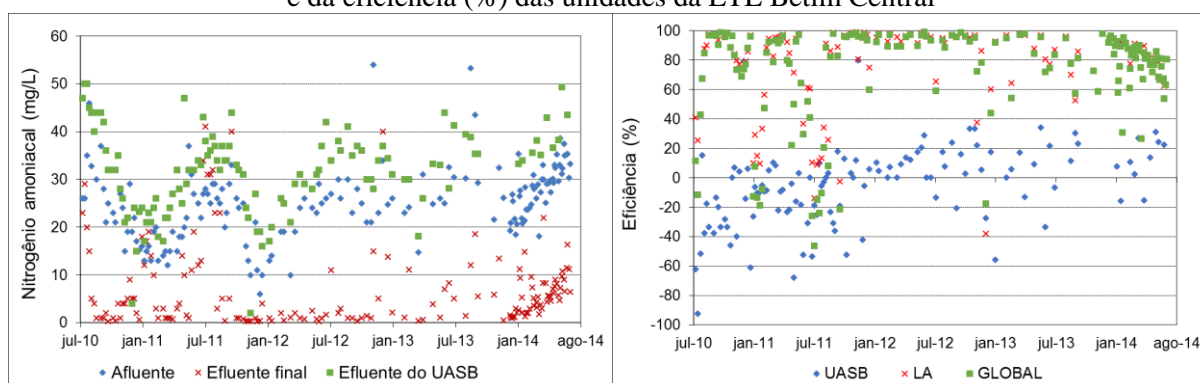
Figura 6.16 Box-plot das concentrações de nitrogênio orgânico (mg/L) afluente e efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central



A Figura 6.17 apresenta as séries temporais do nitrogênio amoniacal ao longo das unidades de tratamento da ETE Betim Central. Pela figura, tem-se que o efluente do reator UASB apresenta concentrações de amônia superiores às do afluente à ETE. Isso é explicado pelo processo de amonificação, em que o nitrogênio orgânico é transformado em amônia, implicando no aumento da concentração desse último. Já o efluente do lodo ativado apresenta baixos valores de concentração de amônia, indicando que a mesma foi removida nessa unidade pelo processo de nitrificação. Assim, a amônia presente no tanque de aeração, em contato com o oxigênio dissolvido disponível nesse meio, é oxidada a nitrito e esse a nitrato.

Como era de se esperar, a eficiência de remoção de amônia pelo reator UASB foi praticamente nula ou negativa, já que nessa unidade não ocorre a nitrificação, mas sim a amonificação.

Figura 6.17 Séries temporais das concentrações de nitrogênio amoniacal (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central

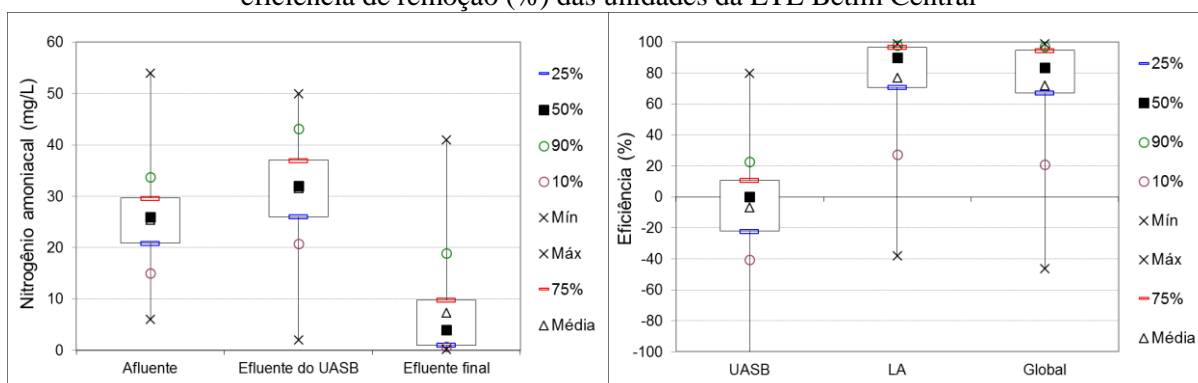


Nota: Um valor de eficiência (referente ao reator UASB) não aparece no gráfico por estar fora da escala.

É possível perceber, pelo gráfico da Figura 6.17, alguma sazonalidade na concentração de nitrogênio amoniacal afluente e efluente à ETE Betim Central. Esse resultado é confirmado pelo teste estatístico U de Mann-Whitney, que indica haver diferença significativa (para um nível de significância de 5%) entre os períodos seco e chuvoso, tanto para as concentrações afluentes (p igual a 0) como para as concentrações do efluente final (p igual a 0,000898). Assim, as concentrações no período seco, com mediana do afluente (esgoto bruto) igual a 29 mg/L e do efluente final igual a 6 mg/L, são maiores que no período chuvoso, cujas medianas do afluente e do efluente são, respectivamente, 22 mg/L e 2 mg/L. Conclui-se que, no período chuvoso, a vazão de infiltração é maior, além da possível intrusão de vazão parasitária (águas de chuva), resultando num esgoto mais diluído.

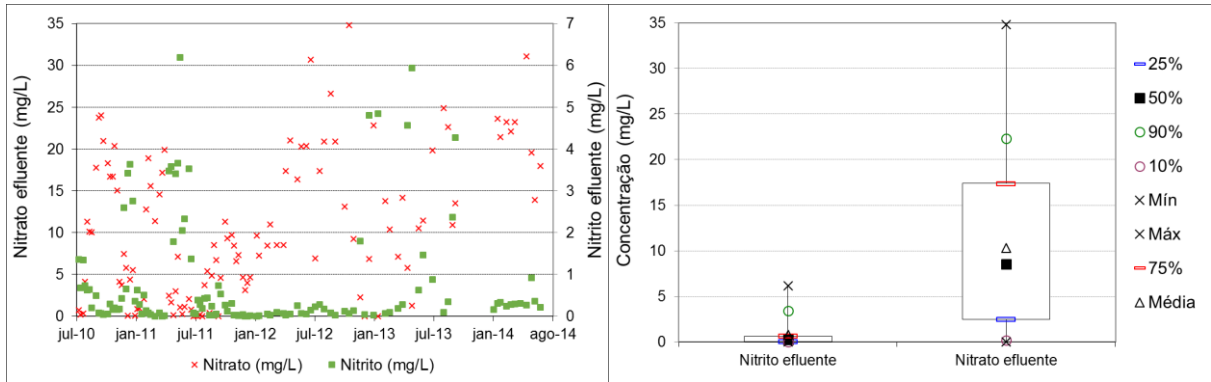
As concentrações e as eficiências de remoção de amônia são apresentadas em gráficos box-plot, na Figura 6.18. Observa-se que a concentração média de amônia aumenta na unidade do reator UASB e que a mesma diminui na etapa de lodo ativado, indicando ter ocorrido o processo de amonificação no primeiro e nitrificação no segundo. Em cerca de 90% do período de monitoramento a concentração do efluente final esteve abaixo de 20 mg/L (valor que era exigido pela legislação ambiental COPAM 01/2008, para o lançamento de esgoto doméstico). Como esperado, a remoção desse constituinte se dá na etapa de lodo ativado, que apresenta uma eficiência mediana de 90%. Esse resultado esteve próximo do encontrado por Cao e Ang (2009) e indica um bom desempenho da estação quanto à remoção da amônia. Isso era esperado, tendo em vista que em seu dimensionamento foi considerada a remoção desse constituinte, uma vez que o nitrogênio, nessa forma, pode prejudicar a qualidade do corpo receptor.

Figura 6.18 Box-plot das concentrações de nitrogênio amoniacal (mg/L) afluente e efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central



As séries temporais e o box-plot da concentração de nitrito e nitrato do efluente final são apresentados na Figura 6.19. Observa-se que a concentração de nitrato no efluente final foi bastante variável, porém esteve abaixo do valor estimado em projeto (35 mg/L) em todo o período de monitoramento. A concentração de nitrito, além de apresentar menores valores do que o nitrato, o que já era esperado, também teve uma menor variação nesse período.

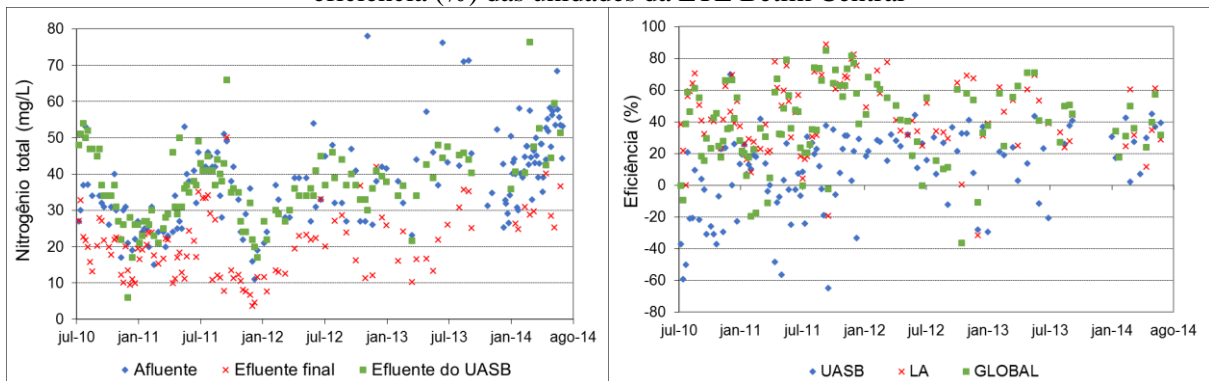
Figura 6.19 Séries temporais e box-plot das concentrações de nitrito e nitrato (mg/L) do efluente final da ETE Betim Central



Não é possível observar, com clareza, uma sazonalidade na concentração de nitrito e nitrato no efluente final, pela Figura 6.19. Porém, o teste estatístico U de Mann-Whitney indica haver diferença significativa (para um nível de significância de 5%) entre os períodos seco e chuvoso no caso da concentração de nitrito (p igual a 0,007638). Assim, a concentração de nitrito no efluente durante o período seco, com mediana igual a 0,3 mg/L, é maior que no período chuvoso (mediana igual a 0,1 mg/L). Para o nitrato, o valor de p obtido foi de 0,736685.

A Figura 6.20 apresenta as séries temporais da concentração de nitrogênio total e da eficiência de remoção, ao longo do sistema de tratamento. É possível observar, por esse gráfico, que o efluente do reator UASB apresentou valores semelhantes ao do afluente à estação, indicando, conforme esperado, não haver grande remoção nessa unidade de tratamento. Apesar de haver alguma remoção do nitrogênio total no processo de lodo ativado, essa foi bastante variável ao longo do período de monitoramento.

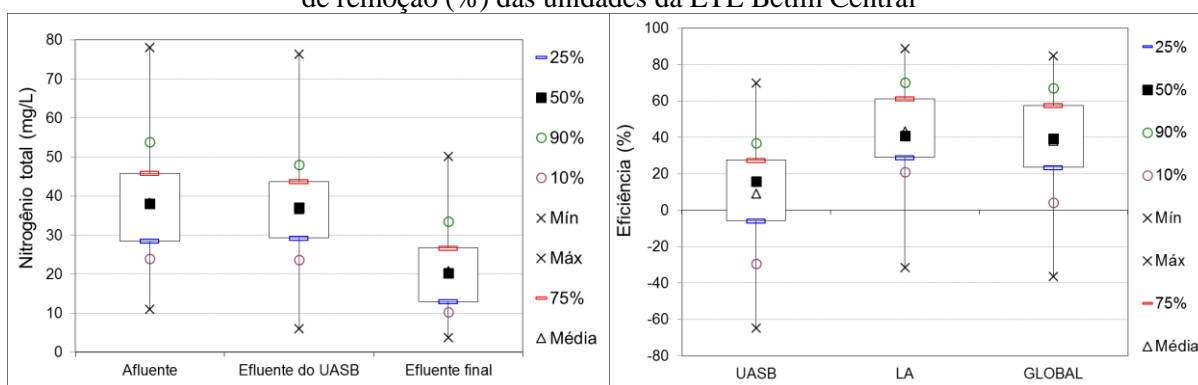
Figura 6.20 Séries temporais das concentrações de nitrogênio total (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central



Pode-se observar, no gráfico da Figura 6.20, que existe uma sazonalidade na concentração de nitrogênio total do afluente (p igual a 0,000001) e do efluente (p igual a 0,000966) à ETE. Este resultado é reforçado pelo teste estatístico U de Mann-Whitney, que indica haver diferença significativa (para um nível de significância de 5%) entre aos períodos seco e chuvoso. Conforme esperado, no período seco o afluente (mediana igual a 43 mg/L) e o efluente (mediana igual a 23 mg/L) são mais concentrados do que no período chuvoso (mediana do afluente igual a 31 mg/L e do efluente igual a 17 mg/L).

Gráficos box-plot com as concentrações e as eficiências de remoção de nitrogênio total, ao longo das unidades de tratamento, são apresentados na Figura 6.21. É possível observar que, tanto a concentração de nitrogênio total, como a eficiência de remoção, foi muito variável ao longo de todo o sistema de tratamento. Em cerca de 25% do período de monitoramento a eficiência global foi maior que 60% e, em pouco mais de 50%, foi maior que o valor estimado em projeto (30% de remoção). Os baixos valores de eficiência de remoção de nitrogênio total na ETE Betim Central são explicados pelo fato de que a mesma não foi dimensionada com esse objetivo. No entanto, caso seja necessária a remoção desse constituinte, algumas adequações no fluxograma, de modo a possibilitar a recirculação do efluente nitrificado, podem promover, assim como encontrado por Huang *et al.* (2007) e Garuti, Dohanyos e Tilche (1992), uma maior eficiência.

Figura 6.21 Box-plot das concentrações de nitrogênio total (mg/L) afluente e efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central

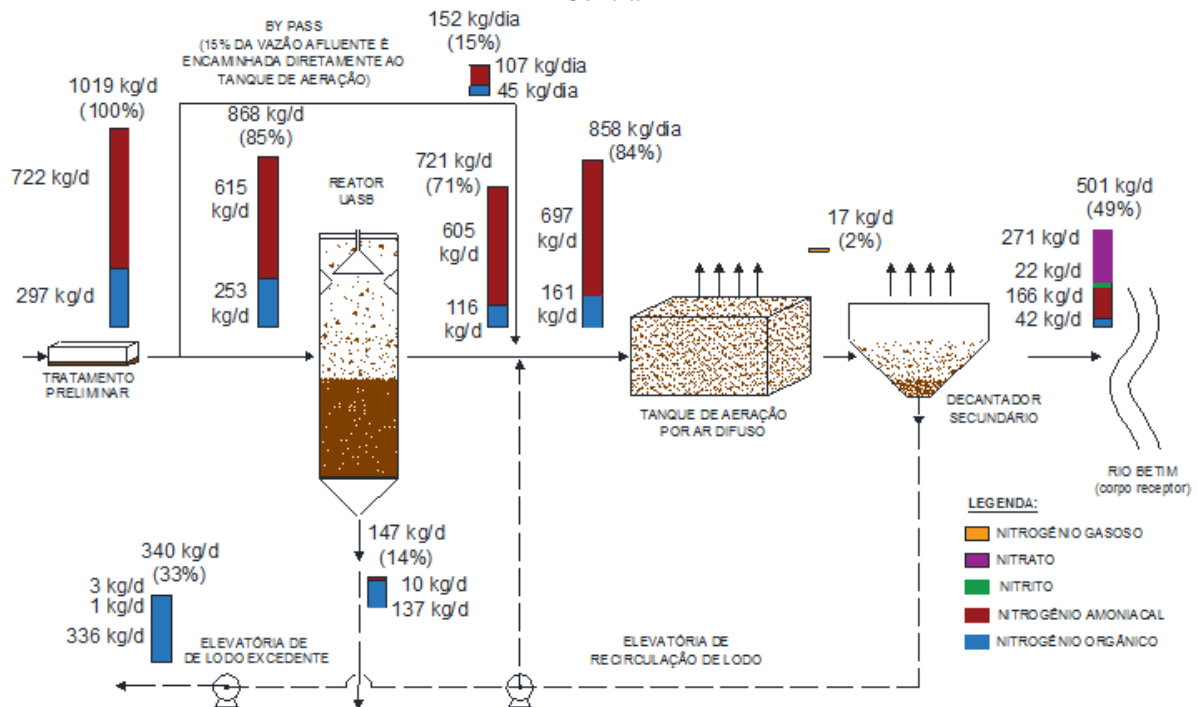


A Figura 6.22 mostra o balanço de massa do nitrogênio da ETE Betim Central, estimado a partir das cargas médias dos diversos componentes do material nitrogenado ao longo do processo de tratamento. A carga média, para a fase líquida, foi obtida por meio da média aritmética do produto das concentrações afluente e efluente das frações nitrogenadas pelas vazões afluente e efluente a cada unidade, respectivamente. Para esse cálculo foram

considerados apenas os dias em que havia todos os dados necessários ao balanço de massa do sistema, ou seja, os dias em que não havia medição de vazão ou de alguma concentração das frações do nitrogênio foram desconsiderados. Assim, foram utilizados 66 dados. É importante dizer também que não houve medição do nitrogênio gasoso, do nitrogênio removido no reator UASB e do nitrogênio presente no lodo excedente. Assim, a carga de nitrogênio removida no reator UASB foi obtida por meio da diferença entre as cargas afluentes e efluentes a essa unidade. Para se estimar a carga de nitrogênio do lodo aeróbio excedente, considerou-se que esse apresenta características semelhantes às do efluente da ETE. Assim, a carga de nitrogênio orgânico do lodo aeróbio excedente foi obtida por meio da proporcionalidade entre as concentrações de sólidos em suspensão totais no efluente da ETE e no lodo excedente. Para cada conjunto de dados foi calculada a relação N orgânico/SST, resultando no valor médio de 0,23 mg/L de N orgânico por mg/L de SST para o efluente da ETE. A concentração de nitrogênio orgânico no lodo foi obtida por meio do produto da relação N orgânico/SST do efluente pela concentração de SST do lodo e, multiplicou-se essa concentração pela vazão do lodo para se obter a carga de nitrogênio orgânico no lodo. Além disso, a carga das diversas formas do nitrogênio no lodo excedente foi estimada adotando-se a vazão desse lodo. A carga de nitrogênio gasoso (17 kg/dia) foi obtida a partir da diferença entre a carga de nitrogênio total afluente à etapa de lodo ativado (858 kg/dia) e a soma da carga de nitrogênio total efluente à ETE (501 kg/dia) e a parcela do lodo excedente (340 kg/dia). Todos esses valores médios de cargas, de todas as fases, são apresentados em escala, na Figura 6.22.

Por falta de medições de concentração e por se tratar de uma parcela bem pequena, a contribuição referente ao clarificado das centrífugas, que é retornado ao sistema na caixa a montante do reator UASB e do *by pass*, não foi considerada.

Figura 6.22 Balanço de massa do nitrogênio (valores médios) ao longo do tratamento da ETE Betim Central



Observa-se, na Figura 6.22, que antes do tanque de aeração, as formas nítrico e nítrico não são consideradas, pois nesses ambientes não há oxigênio disponível para a nitrificação. Dessa forma, o processo que ocorre nessas unidades é o de amonificação, em que o nitrogênio orgânico se transforma em nitrogênio amoniacal. Isso explica a redução da carga de nitrogênio orgânico na fase líquida, ao longo do sistema de tratamento, já que ela é consumida pelo processo de amonificação.

Esperava-se uma carga de amônia efluente ao UASB superior à carga afluyente, tendo em vista o processo de amonificação. Apesar disso, esses valores foram bem próximos (cargas de nitrogênio amoniacal afluyente e efluente iguais a 615 kg/dia e 605 kg/dia, respectivamente), indicando ter ocorrido também uma assimilação desse parâmetro pelas bactérias presentes nessa unidade.

Nessa figura também é indicada a carga de nitrogênio que é direcionada ao tanque de aeração, sem passar pelo reator UASB (*by pass*). As cargas afluentes ao tanque de aeração deveriam ser a soma das cargas de nitrogênio orgânico e amoniacal do *by pass* e do efluente do UASB. Porém, comparando com os valores encontrados por meio da média do produto da concentração afluyente ao tanque de aeração pela vazão direcionada a essa unidade (valor

indicado na figura), observa-se uma pequena diferença no que diz respeito ao nitrogênio amoniacal (cerca 2 %).

Uma das formas de remoção de nitrogênio na ETE Betim Central é o descarte do lodo do reator UASB. Assim a diferença encontrada entre as cargas afluente e efluente a essa unidade representam a parcela de nitrogênio utilizado para o crescimento dos microrganismos, que, ao serem descartados do sistema, levam consigo o nitrogênio consumido. A amônia presente nesse lodo se refere à concentração do líquido que é descartado juntamente com a parcela sólida.

No tanque de aeração, o nitrogênio amoniacal oxida-se a nitrito e esse a nitrato. Esse processo é denominado nitrificação. Observa-se, na Figura 6.22, que o efluente final, apesar de apresentar uma carga maior de nitrato, ainda é constituído de nitrito, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, indicando que os processos de amonificação e de nitrificação não foram completos, ou seja, nem todo o nitrogênio orgânico se transformou em amoniacal e nem toda a amônia foi oxidada a nitrito e esse a nitrato. O elevado valor de nitrogênio total no efluente sugere que o processo de desnitrificação não foi favorecido. Isso já era esperado, tendo em vista que a ETE Betim Central não foi projetada considerando a desnitrificação.

A remoção de nitrogênio total na ETE Betim Central se dá por meio do descarte de lodo excedente e do lodo do reator UASB, e também pela parcela de nitrato que, por meio de processos tais como o de desnitrificação, reduz-se a nitrogênio gasoso, desprendendo-se do meio líquido. Na Figura 6.22, o nitrogênio gasoso foi representado tanto no decantador secundário como no tanque de aeração, com uma carga estimada não muito elevada. Isso porque a ETE Betim Central não foi projetada com a finalidade de remover nitrogênio. Com isso, o processo de desnitrificação provavelmente ocorreu, ou no tanque de aeração (nas câmaras de zona anóxica e no interior dos flocos), e/ou no decantador secundário, já que nesses ambientes podem ser formadas condições anóxicas (presença do nitrato formado no tanque de aeração e ausência de oxigênio).

No lodo excedente, conforme esperado, a maior parcela foi a de nitrogênio orgânico. Isso porque, à semelhança do lodo do reator UASB, ele apresenta elevada concentração de sólidos, sendo composto principalmente por microrganismos com nitrogênio orgânico em sua constituição.

6.2.8 Fósforo

Assim como para o parâmetro nitrogênio, no estado de Minas Gerais a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, não estipula valores limites para o lançamento de efluentes contendo fósforo. De forma similar, a Resolução Conama 430/2011 não estabelece padrões de lançamento para o fósforo. Assim, o fósforo será avaliado, nesse estudo, apenas em comparação com os valores da literatura e de projeto, por meio do parâmetro fosfato (expresso como P), que é o composto monitorado na ETE Betim Central.

Os resultados da estatística descritiva da concentração de fosfato total do afluente e do efluente das unidades da estação e da eficiência de remoção são apresentados na Tabela 6.9.

Tabela 6.9 Estatísticas descritivas referentes às concentrações de fosfato total (mg/L) do afluente e do efluente e da eficiência de remoção (%) das unidades da ETE Betim Central

Estatística	Tratamento Preliminar			Reator UASB			Lodo Ativado			Global
	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Afl. (mg/L)	Efl. (mg/L)	Ef. (%)	Ef. (%)
Número de dados	143	91	91	91	92	91	92	142	91	142
Média	5,4	6,3	-25	6,3	5,5	6	5,8	3,4	45	34
Mediana	5,4	5,5	-18	5,5	5,2	15	5,5	3,1	44	38
Mínimo	0,7	2,8	-173	2,8	2,2	-170	2,7	0,5	-39	-232
Máximo	13,8	11,6	60	11,6	13,3	59	11,8	10,2	96	92
Percentil 10%	3,4	3,8	-83	3,8	3,3	-36	3,3	1,8	21	2
Percentil 90%	6,9	9,6	15	9,6	8,0	40	8,5	5,4	76	64
Desvio Padrão	1,7	2,2	42	2,2	2,1	39	2,1	1,4	23	34
Coefficiente de variação	0,31	0,35	-1,68	0,35	0,38	6,11	0,36	0,43	0,50	1,02

São valores típicos de concentração de fósforo total no esgoto bruto 5 a 20 mg/L (METCALF & EDDY, 2014; VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014; LEME, 2014). A faixa de variação desse parâmetro, na ETE Betim Central, foi de 3,4 a 6,9 mg/L (percentis 10% e 90%), indicando se tratar de esgoto mais fraco.

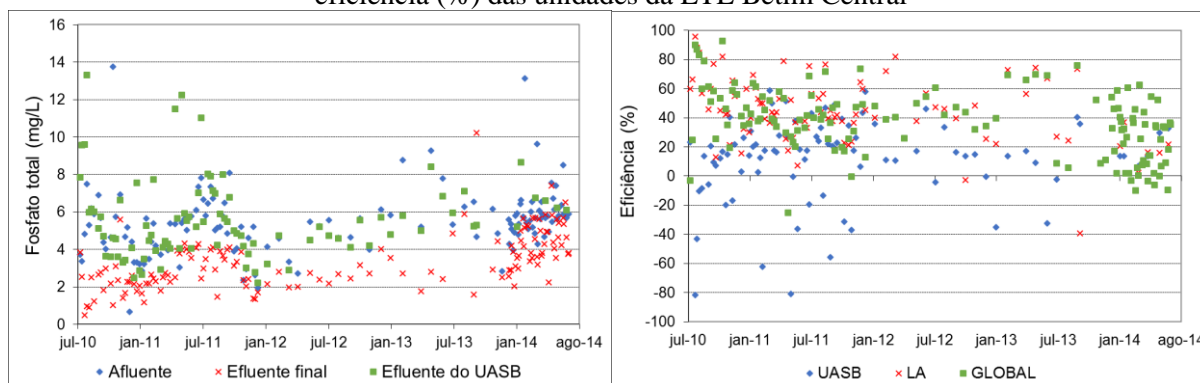
Pela análise dessa tabela, tem-se que a concentração média de fosfato do efluente final foi de 3,4 mg/L, próximo ao encontrado por Khan *et al.* (2014) e abaixo do valor estipulado em projeto de 7,5 mg/L.

Conforme esperado, a eficiência média global de remoção do fosfato (34%) não foi elevada, apesar de estar acima dos valores encontrados por Khan *et al.* (2014) e também do valor estimado em projeto (25%). Isso é explicado porque a ETE Betim Central não foi dimensionada para remover esse parâmetro, cujos processos de remoção geralmente ocorrem

por via química ou exigem complexas recirculações internas do efluente e a presença de zonas anaeróbias e anóxicas.

As séries temporais da concentração de fosfato total e da eficiência de remoção, ao longo do sistema de tratamento, são apresentadas na Figura 6.23.

Figura 6.23 Séries temporais das concentrações de fosfato total (mg/L) do afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades da ETE Betim Central



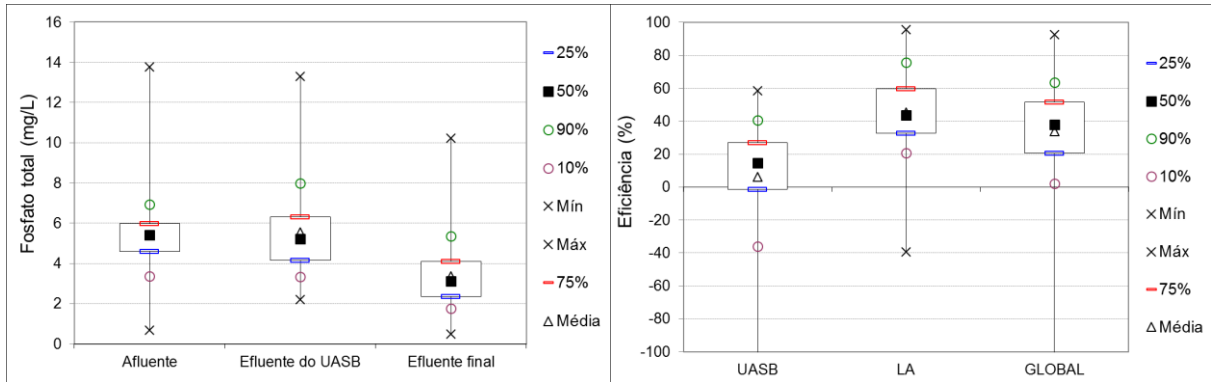
Nota: Cinco valores de eficiência (três referentes ao reator UASB e dois referentes ao sistema global) não aparecem no gráfico por estarem fora da escala.

Os efluentes das unidades apresentaram valores próximos ao do esgoto bruto, indicando uma baixa remoção de fosfato pelo processo de tratamento UASB-lodo ativado. Observa-se ainda que a unidade de lodo ativado apresentou um desempenho superior ao do reator UASB, cujas eficiências não ultrapassaram 60%.

Além disso, as concentrações afluente e efluente da ETE Betim Central se comportam de forma sazonal, com valores mais diluídos nos períodos chuvosos e mais concentrados nos períodos secos. Essa sazonalidade é reforçada pelo teste estatístico U de Mann-Whitney, que indica haver diferença significativa (para um nível de significância de 5%) entre as medianas dos períodos seco e chuvoso. No período seco, o afluente e o efluente apresentaram medianas iguais a 5,7 mg/L e 3,7 mg/L, respectivamente; e, no período chuvoso, medianas iguais a 4,9 mg/L e 2,8 mg/L, respectivamente. Os valores de p do teste estatístico, para o esgoto bruto e para o efluente final, foram, respectivamente, 0,000038 e 0,025081.

A Figura 6.24 apresenta os gráficos box-plot das concentrações e das eficiências de remoção de fosfato total, ao longo das unidades de tratamento.

Figura 6.24 Box-plot das concentrações de fosfato total (mg/L) afluente e efluente e da eficiência (%) das unidades de tratamento da ETE Betim Central



Pela figura, observa-se que a concentração de fosfato total ao longo das unidades praticamente não foi alterada, resultado de uma baixa eficiência de remoção. Além disso, tem-se que a eficiência de remoção de fosfato foi maior no lodo ativado do que no reator UASB. Isso ocorre, provavelmente, porque o crescimento bacteriano na etapa de lodo ativado é maior que no UASB, resultando, assim, num maior consumo de fosfato naquela.

A concentração do efluente final ficou abaixo de 7,5 mg/L (valor de projeto) em mais de 90% do período de estudo, apresentando como valor máximo 10 mg/L.

A eficiência global de remoção apresentou grande variabilidade, tendo como valor máximo 92%. O valor estimado em projeto (25%) foi atendido em mais de 75% do período de estudo, indicando se tratar de um adequado dimensionamento. Caso seja necessária a remoção de fósforo, a estação deveria sofrer adaptações, com a inclusão de compartimentos anaeróbios e anóxicos e recirculações internas. Além disso, é necessária uma elevada eficiência de desnitrificação, pelo processo, pois a presença de nitrato prejudica a remoção do fosfato.

6.2.9 Coliformes

A avaliação da qualidade biológica do efluente da ETE Betim Central foi feita por meio da análise dos dados de monitoramento da concentração, em NMP/100mL, de *Escherichia coli*, principal bactéria do grupo dos coliformes termotolerantes. A legislação ambiental não estabelece um padrão de lançamento de efluente; porém ele não pode alterar as características do corpo receptor, de acordo com a classe desse. Além disso, a ETE Betim Central não foi projetada para a remoção desse parâmetro e não se estipularam valores de concentrações e eficiências de remoção. Assim, a avaliação da concentração do efluente final e da eficiência

de remoção de *Escherichia coli* foi realizada por meio de comparação com valores encontrados na literatura. Os dados de monitoramento disponíveis são apenas do afluente e do efluente final.

A Tabela 6.10 apresenta os resultados da estatística descritiva da concentração de *Escherichia coli* do afluente e do efluente da ETE Betim Central e da eficiência de remoção. As concentrações são apresentadas em notação científica e, para facilitar a avaliação da eficiência, os seus resultados foram também apresentados em unidade logarítmica.

Tabela 6.10 Estatísticas descritivas referentes às concentrações e à eficiência de remoção de *Escherichia coli* da ETE Betim Central

Estatística	Concentração (NMP/100mL)		Eficiência	
	Afl.	Efl.	% remoção	Unidade Log
Número de dados	97	96	96	96
Média	3,09E+08	3,49E+05	99,83727	2,79
Mediana	1,52E+08	2,34E+04	99,97952	3,69
Média geométrica	1,05E+08	2,27E+04	99,83452	2,78
Mínimo	1,09E+06	2,01E+03	93,09633	1,16
Máximo	2,42E+09	3,01E+07	99,99974	5,58
Percentil 10%	9,55E+06	5,35E+03	99,74944	2,60
Percentil 90%	9,45E+08	8,43E+04	99,99784	4,67
Desvio Padrão	4,13E+08	3,07E+06	0,73	0,83
Coeficiente de variação	1,34	8,81	0,01	0,30

A faixa de valores típicos de concentração de *E. coli* no esgoto bruto é 1,0E+06 a 1,0E+09 NMP/100mL (METCALF & EDDY, 2014; VON SPERLING, 2005; LEME, 2014). Esses valores foram confirmados pela faixa de variação do esgoto afluente à ETE Betim Central (9,55E+06 a 9,45E+08 NMP/100mL), dada pelos percentis 10% e 90%.

Pela Tabela 6.10, tem-se que a concentração do efluente variou de 2,01E+03 a 3,01E+07 NMP/100mL. A concentração média geométrica do efluente (2,27E+04 NMP/100mL) esteve próxima dos valores encontrados nas estações Vadadora e Surat, estudadas por Khan *et al.* (2014). Além disso, a eficiência média de remoção de *Escherichia coli* foi de 99,83727%, ou 2,79 unidades logarítmicas, estando acima dos valores obtidos por Tawfik, Sobhey e Badawy (2008) e próximo dos encontrados por Khan *et al.* (2014).

As Figuras 6.25 e 6.26 apresentam, respectivamente, as séries temporais e os gráficos box-plot da concentração afluente e efluente da ETE e da eficiência de remoção de *Escherichia coli* ao longo do período de monitoramento. Os valores das concentrações são mostrados na escala logarítmica e a eficiência de remoção em unidades logarítmicas para melhor visualização dos gráficos.

Figura 6.25 Séries temporais das concentrações de *Escherichia coli* (NMP/100mL) no afluente e efluente e da eficiência (unidades log) da ETE Betim Central

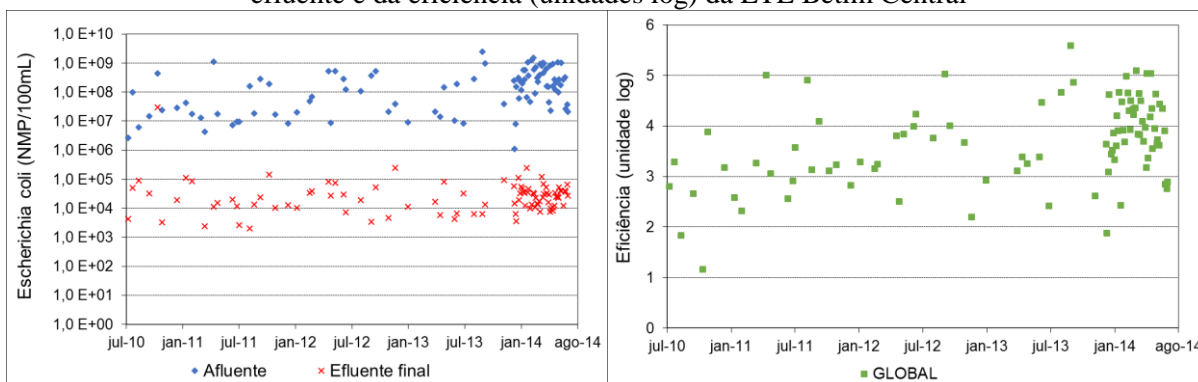
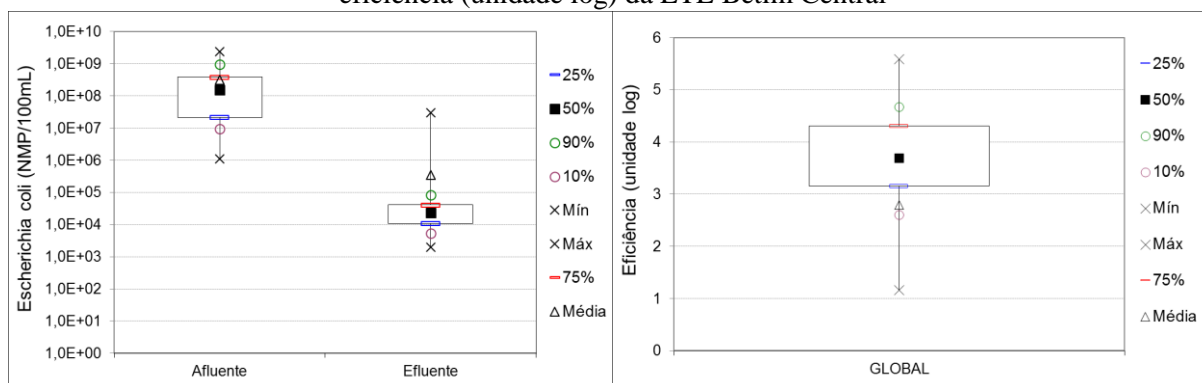


Figura 6.26 Box-plot das concentrações de *Escherichia coli* afluente e efluente (NMP/100mL) e da eficiência (unidade log) da ETE Betim Central



Observa-se, nas figuras, que tanto o esgoto bruto como o esgoto tratado apresentaram grande variabilidade na concentração ao longo do período de monitoramento, sugerindo ainda haver influência sazonal. Porém, essa sazonalidade não foi confirmada pelo teste estatístico U de Mann-Whitney, o qual não apontou diferenças significativas, a um nível de significância de 5%, entre as medianas dos períodos seco e chuvoso. No teste estatístico, os valores de p obtidos para o afluente e para o efluente à ETE foram, respectivamente, 0,813425 e 0,202661.

Em cerca de 75% do período de monitoramento, a eficiência do sistema foi maior que 3 unidades logarítmicas, estando acima dos valores encontrados na literatura, de 2 unidades logarítmicas. Vale ressaltar que a ETE Betim Central não foi projetada para a remoção desse

parâmetro e mesmo assim apresenta um bom desempenho ao se levar em conta o tipo de tratamento existente.

6.3 *Resumo da avaliação do desempenho da fase líquida*

Nesse item é apresentado o resumo do desempenho da ETE Betim Central no que se refere à sua fase líquida de tratamento. Assim, foram selecionados os resultados de concentrações afluente e efluente dos diversos parâmetros avaliados nesse trabalho e da eficiência de remoção de cada unidade. Além disso, foram apresentados o percentual de atendimento à legislação ambiental vigente no estado de Minas Gerais (DN COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008) pelo sistema de tratamento e também a avaliação estatística da sazonalidade no afluente e efluente da ETE Betim Central.

6.3.1 *Concentrações e eficiência de remoção*

A Tabela 6.11 apresenta o resumo dos resultados da estatística descritiva para os diversos parâmetros analisados no presente trabalho. Foram selecionados apenas os resultados de mediana e desvio padrão; os demais podem ser consultados nos itens anteriores.

Tabela 6.11 Estatísticas descritivas referentes às concentrações e à eficiência de remoção dos parâmetros estudados e monitorados na ETE Betim Central

Parâmetro	Estatística	Esgoto bruto	Tratamento Preliminar		Reator UASB		Lodo Ativado		Global
			Efl.	efic. (%)	Efl.	efic. (%)	Efl.	efic. (%)	efic. (%)
DBO (mg/L)	Mediana	196	160	16	57	64	10	86	95
	Desvio Padrão	69	79	46	33	20	9	13	4
DBO solúvel (mg/L)	Mediana	83	53	67	36	73	5	93	97
	Desvio Padrão	31	35	17	10	11	2	4	1
DQO (mg/L)	Mediana	439	361	11	158	59	33	81	92
	Desvio Padrão	144	178	51	91	23	19	21	5
DQO solúvel (mg/L)	Mediana	178	142	65	84	77	25	87	94
	Desvio Padrão	68	65	10	34	13	8	6	2
Sólidos sed. (ml/L)	Mediana	4,0	4,0	0,0	0,7	85,0	0,1	85,7	97,5
	Desvio Padrão	2,6	8,0	375,5	1,9	35,7	0,4	40,7	10,2
SST (mg/L)	Mediana	224	209	6	59	69	14	82	93
	Desvio Padrão	121	178	106	48	30	15	14	7
N orgânico (mg/L)	Mediana	13,0	11,0	0,0	4,0	60,0	1,8	74,4	85,6
	Desvio Padrão	7,5	7,3	101,1	4,7	109,0	1,5	57,5	30,7
N amoniacal (mg/L)	Mediana	26,0	29,7	-30,8	32,0	0,0	4,0	90,0	83,6
	Desvio Padrão	7,8	10,5	31,6	8,9	29,6	8,9	29,5	33,0
Nitrito (mg/L)	Mediana	-	-	-	-	-	0,2	-	-
	Desvio Padrão	-	-	-	-	-	1,4	-	-
Nitrito (mg/L)	Mediana	-	-	-	-	-	8,5	-	-
	Desvio Padrão	-	-	-	-	-	8,6	-	-
N total (mg/L)	Mediana	38,0	39,0	-20,0	37,0	15,9	20,2	40,7	39,3
	Desvio Padrão	12,5	15,2	27,6	10,4	25,9	9,2	21,9	24,8
Fosfato (mg/L)	Mediana	5,1	5,5	-17,7	5,2	14,7	3,1	43,7	37,7
	Desvio Padrão	1,7	2,2	41,5	2,1	38,8	1,4	22,5	34,3
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Mediana	1,52E+08	-	-	-	-	2,34E+04	-	100,0
	Desvio Padrão	4,13E+08	-	-	-	-	3,07E+06	-	0,7

6.3.2 Atendimento à legislação ambiental

O presente estudo também avaliou a qualidade do efluente final quanto ao atendimento ao padrão de lançamento estipulado pela legislação vigente no estado de Minas Gerais. Assim, a Tabela 6.12 apresenta os padrões para lançamento de efluentes considerando os parâmetros analisados nesse trabalho e o percentual de atendimento a essa legislação durante o período de estudo.

Tabela 6.12 Percentual de atendimento ao padrão de lançamento em Minas Gerais (Deliberação Normativa COPAM/CERH 01/2008)

Parâmetro	Padrão de lançamento	% atendimento do padrão
DBO	• até 60 mg/L; ou	99,5
	• tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários.	100
DQO	• até 180 mg/L; ou	100
	• tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários.	100
Sólidos sedimentáveis	• até 1 mL/L, em teste de 1 hora em cone Imhoff.	95
Sólidos em suspensão totais	• até 100 mg/L.	100
Nitrogênio amoniacal*	• até 20 mg/L.	91

* Não aplicável a sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

Nota-se que, para a DBO, o padrão de lançamento considerando a concentração violou a legislação em 0,5% do período de monitoramento. Porém, de acordo com a legislação, um dos padrões deve ser atendido: ou o que considera a concentração ou o que adota a eficiência de remoção. Como o padrão de lançamento para a eficiência de remoção foi atendido em 100% do período de estudo, conclui-se que esse parâmetro não violou a legislação ambiental em nenhum momento.

Os requisitos de lançamento de efluente, constantes da legislação ambiental, foram plenamente atendidos pelo sistema UASB-lodo ativado para os parâmetros DBO, DQO e sólidos em suspensão totais. Porém a concentração de sólidos sedimentáveis apresentou valores acima do exigido pela Deliberação Normativa em 5% do período de monitoramento.

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, não exige mais um limite de lançamento para o parâmetro nitrogênio amoniacal quando se trata de esgoto sanitário. Caso essa exigência ainda estivesse em vigor, o percentual de violação da ETE Betim Central seria de apenas 9%, considerando todo o período de monitoramento.

Dessa forma, tem-se que o sistema composto de UASB-lodo ativado é adequado ao tratamento de esgoto doméstico, sendo capaz de gerar um efluente final de ótima qualidade e que atendeu, na maior parte do tempo, aos padrões de lançamento exigidos pela legislação do estado de Minas Gerais.

6.3.3 Avaliação do fenômeno de sazonalidade

No estado de Minas Gerais ocorre o fenômeno da sazonalidade, com duas estações bem definidas no ano. Assim, o período seco compreende os meses de abril a setembro e o período chuvoso ocorre de outubro a março.

O presente trabalho avaliou a influência da sazonalidade nas concentrações do esgoto bruto e também do efluente final. Para isso, foi utilizado o teste estatístico não paramétrico U de Mann-Whitney, que corresponde à comparação entre as medianas de dois grupos (comparação entre o período seco e o período chuvoso). O nível de significância adotado na aplicação do teste foi de 5%. Assim, quando o valor de p obtido no teste estatístico, por meio do programa “Statistica”, é inferior a 5%, rejeita-se a hipótese de que não há diferença significativa e conclui-se que as medianas são significativamente diferentes. A Tabela 6.13 apresenta o resumo do teste estatístico para os parâmetros analisados nesse trabalho.

Tabela 6.13 Sazonalidade no esgoto bruto, no efluente final e na eficiência global de remoção

Parâmetro		Número de dados no período seco	Número de dados no período chuvoso	Valor de p no teste de Mann-Whitney	Conclusão
DBO (mg/L)	esgoto bruto	106	96	0,000001	Existe diferença significativa.
	efluente final	106	94	0,010944	Existe diferença significativa.
Eficiência global DBO (%)		106	94	0,680007	Não existe diferença significativa.
DBO solúvel (mg/L)	esgoto bruto	22	21	0,038905	Existe diferença significativa.
	efluente final	22	21	0,349576	Não existe diferença significativa.
Eficiência global DBO sol.(%)		22	21	0,076123	Não existe diferença significativa.
DQO (mg/L)	esgoto bruto	106	95	0,000000	Existe diferença significativa.
	efluente final	100	93	0,000020	Existe diferença significativa.
Eficiência global DQO (%)		100	93	0,605097	Não existe diferença significativa.
DQO solúvel (mg/L)	esgoto bruto	22	21	0,019677	Existe diferença significativa.
	efluente final	20	21	0,968792	Não existe diferença significativa.
Eficiência global DQO sol.(%)		20	21	0,080552	Não existe diferença significativa.
Sólidos sed. (ml/L)	esgoto bruto	92	84	0,023280	Existe diferença significativa.
	efluente final	85	80	0,116434	Não existe diferença significativa.
Eficiência global S. Sed. (%)		83	80	0,602245	Não existe diferença significativa.
SST (mg/L)	esgoto bruto	105	94	0,023764	Existe diferença significativa.
	efluente final	105	93	0,018116	Existe diferença significativa.
Eficiência global SST (%)		105	93	0,201938	Não existe diferença significativa.
N orgânico (mg/L)	esgoto bruto	85	78	0,020769	Existe diferença significativa.
	efluente final	85	78	0,003974	Existe diferença significativa.
Eficiência global N org. (%)		84	78	0,554095	Não existe diferença significativa.
N amoniacal (mg/L)	esgoto bruto	85	78	0,000000	Existe diferença significativa.
	efluente final	85	79	0,000898	Existe diferença significativa.
Eficiência global N amon. (%)		84	79	0,030386	Existe diferença significativa.
Nitrito (mg/L)	efluente final	63	55	0,007638	Existe diferença significativa.
Nitrato (mg/L)	efluente final	63	54	0,736685	Não existe diferença significativa.
N total (mg/L)	esgoto bruto	85	78	0,000001	Existe diferença significativa.
	efluente final	58	53	0,000966	Existe diferença significativa.
Eficiência global N total (%)		57	53	0,695186	Não existe diferença significativa.
Fosfato (mg/L)	esgoto bruto	73	70	0,000038	Existe diferença significativa.
	efluente final	72	70	0,025081	Existe diferença significativa.
Eficiência global Fosfato (%)		72	70	0,980468	Não existe diferença significativa.
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	esgoto bruto	54	43	0,813425	Não existe diferença significativa.
	efluente final	54	42	0,202661	Não existe diferença significativa.
Eficiência global <i>E. Coli</i> (unidade logarítmica)		54	42	0,297708	Não existe diferença significativa.

Pela tabela, tem-se que, para o esgoto bruto, a maioria dos parâmetros analisados nesse estudo foram influenciados pela sazonalidade. Assim, o afluente da ETE apresentou concentrações menores no período chuvoso, indicando um maior aporte da vazão de infiltração, além da possível intrusão de vazão parasitária (águas de chuva).

No caso do efluente final, alguns parâmetros não apresentaram significativas diferenças entre o período seco (mais frio) e o chuvoso (mais quente). A eficiência de remoção também não foi influenciada pela sazonalidade, a exceção do parâmetro nitrogênio amoniacal. Esses dois resultados permitem concluir que o sistema de tratamento UASB-lodo ativado é robusto e capaz de gerar um efluente de qualidade, independente da concentração do afluente à estação.

6.4 *Atendimento aos parâmetros de projeto e influência das condições operacionais na qualidade do efluente tratado*

Nesse item foi avaliado, para cada unidade componente do sistema, o atendimento, ao longo do período de monitoramento, dos valores estimados e adotados em projeto. As condições operacionais também foram comparadas com os valores indicados pela literatura.

Além disso, foi avaliada a influência das condições operacionais e de carga do sistema no desempenho da estação de tratamento de esgoto, medido pela qualidade do efluente gerado e pela eficiência de remoção de DBO em cada unidade componente da ETE. Foram escolhidos esses parâmetros (DBO efluente e eficiência de remoção de DBO) para a análise, tendo em vista que o objetivo geral do tratamento da ETE Betim Central é a remoção de matéria orgânica. É importante destacar que para a análise do reator UASB foram consideradas a concentração efluente e a eficiência da etapa anaeróbia, enquanto que para a avaliação do tanque de aeração e do decantador secundário foram adotados os valores do efluente da ETE e da eficiência da fase aeróbia, já que não existem medições entre esses dois últimos. No caso do tanque de aeração, foram utilizados a DBO solúvel e a eficiência biológica de remoção, já que esses apresentam maior influência nessa unidade do que a DBO total. Para a avaliação do decantador secundário foram utilizadas DBO total, DBO particulada e sólidos em suspensão totais.

Para cada unidade do sistema, foram elegidos alguns parâmetros de projeto e operacionais para essas análises. Assim, para a etapa de lodos ativados foram analisados: carga de DBO afluente, tempo de detenção hidráulica (TDH), sólidos suspensos voláteis (SSV) e totais (SST), relação SSV/SST, idade do lodo e relação alimento sobre microrganismos (A/M), no tanque de aeração; e taxa de aplicação hidráulica (TAH), taxa de aplicação de sólidos (TAS) e índice volumétrico do lodo (IVL), no decantador secundário. Os parâmetros velocidade ascensional (v) e tempo de detenção hidráulica (TDH) foram utilizados para avaliação dos reatores UASB.

A Tabela 6.14 apresenta a estatística descritiva desses parâmetros e, nos próximos itens são apresentados os gráficos de séries temporais que permitiram observar o comportamento desses parâmetros durante o período de monitoramento.

Tabela 6.14 Estatísticas descritivas referentes aos parâmetros de projeto e operacionais das unidades da ETE Betim Central

Unidade	Parâmetro	Valor de projeto	Número de dados	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Percentil 10%	Percentil 90%	Desvio Padrão	Coef. de var.
Reator UASB	TDH (h)	7,4	184	8,8	8,3	5,2	25,0	6,4	10,4	2,9	0,33
	v (m/h)	0,63	184	0,57	0,56	0,19	0,90	0,45	0,73	0,13	0,23
Tanque de aeração	Carga DBO _{af} l (kgDBO/dia)	5760	156	1826	1553	306	10031	922	2754	1138	0,62
	TDH (h)	4,2	184	6,1	6,1	3,0	16,3	4,6	7,2	1,6	0,26
	SSTA (mg/L)	2862	169	5405	5017	1586	14575	3320	7761	1988	0,37
	SSVTA (mg/L)	2100	168	3433	3271	1018	8695	2131	4827	1173	0,34
	SSVTA/SSTA	0,73	168	0,64	0,65	0,25	0,85	0,55	0,73	0,07	0,12
	Idade do lodo (d)	7,0	97	16,4	13,4	2,4	75,3	6,9	30,7	11,8	0,72
	A/M (kgDBO/kgSSV.d)	0,35	148	0,09	0,09	0,02	0,34	0,04	0,15	0,05	0,56
Decantador secundário	TAH (m ³ /m ² .dia)	19,6	154	25,0	24,3	6,8	55,0	18,9	31,4	6,1	0,25
	TAS (kg/m ² .h)	-	146	5,8	5,4	2,0	12,7	4,7	12,5	2,3	0,39
	IVL (ml/g)	-	168	65	59	20	286	41	91	31	0,47

É importante destacar que, para o cálculo desses parâmetros, foram considerados o número de unidades em operação ao longo do período de estudo:

- De julho de 2010 a novembro de 2011: três reatores UASB tratando esgotos, um reator UASB utilizado como digestor anaeróbio do lodo ativado excedente, um tanque de aeração e um decantador secundário.
- De dezembro de 2011 a agosto de 2013: três reatores UASB tratando esgotos, um reator UASB utilizado como digestor anaeróbio do lodo ativado excedente, dois tanques de aeração e dois decantadores secundários.
- A partir de setembro de 2013: quatro reatores UASB tratando esgoto, dois reatores UASB utilizados como digestor anaeróbio do lodo ativado excedente, dois tanques de aeração e dois decantadores secundários.

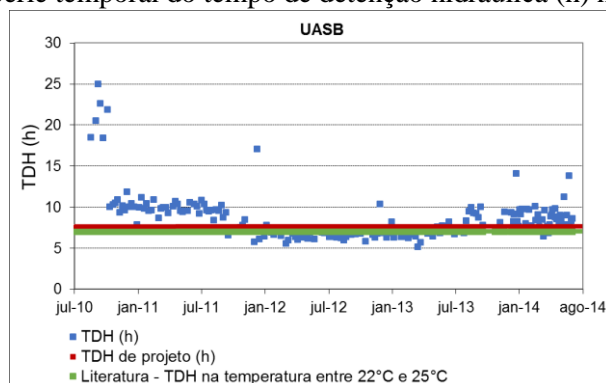
6.4.1 Reator UASB

Para essa unidade, foram avaliados os seguintes parâmetros: tempo de detenção hidráulica e velocidade ascensional.

6.4.1.1 Tempo de detenção hidráulica

A Figura 6.27 apresenta a série temporal do tempo de detenção hidráulica do reator UASB, bem como o valor de projeto (7h e 24 min.) e o valor estipulado pela literatura e pela ABNT, para a faixa de temperatura de 22°C a 25°C (7h), predominante no esgoto afluente à ETE Betim Central.

Figura 6.27 Série temporal do tempo de detenção hidráulica (h) no reator UASB



Nota: De julho de 2010 a agosto de 2013 eram 3 reatores UASB em operação. A partir de setembro de 2013, mais uma unidade passou a operar, resultando em 4 unidades.

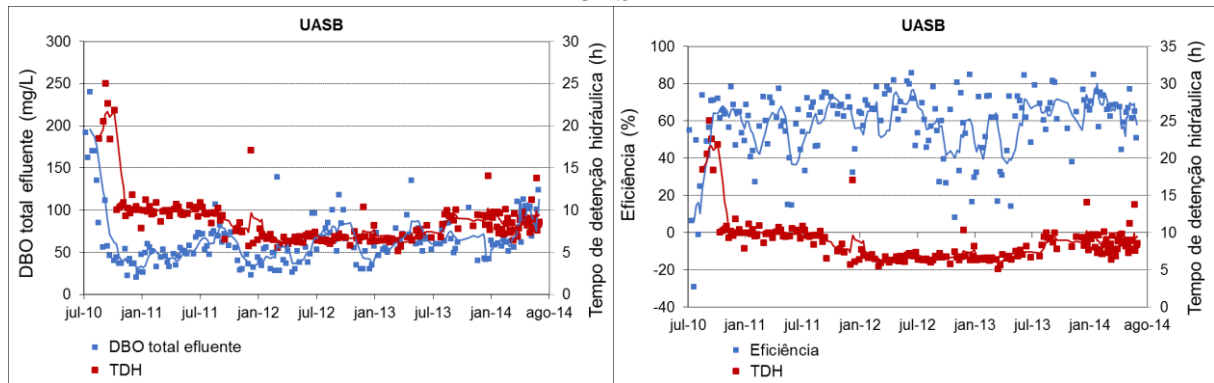
Pode-se dizer que em grande parte do período de monitoramento o reator UASB operou com condições adequadas no que diz respeito ao tempo de detenção hidráulica, apresentando mediana de 8,30 h e valor mínimo de 5,17 h.

No início da operação da ETE Betim Central, observa-se que o tempo de detenção hidráulica se manteve acima do valor de projeto e do indicado pela literatura e ABNT. Isso é explicado porque nesse período a vazão de esgoto afluente à ETE foi bem inferior à considerada em projeto.

A partir de outubro de 2011, quando a vazão afluente à ETE apresentou um crescimento mais expressivo, o tempo de detenção hidráulica apresentou uma queda, mas com valores próximos ao de projeto e da literatura. Quando as quatro unidades passaram a operar (a partir de setembro de 2013), observou-se um aumento no tempo de detenção hidráulica, indicando que o sistema está apto a receber uma vazão ainda maior.

A Figura 6.28 apresenta os gráficos de séries temporais da concentração de DBO total efluente, da eficiência e do TDH, de forma a subsidiar a avaliação do TDH na remoção da matéria orgânica no reator UASB.

Figura 6.28 Séries temporais do TDH (h), da DBO total efluente (mg/L) e da eficiência (%) no reator UASB

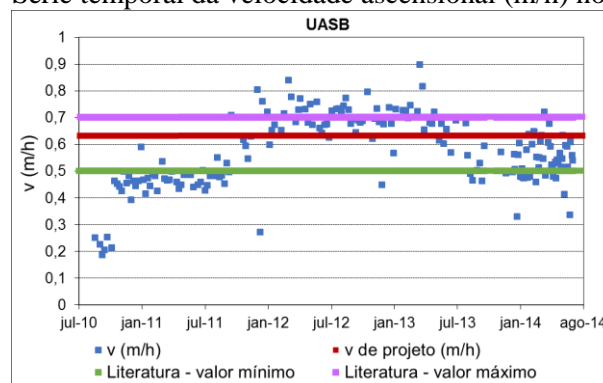


Não é possível observar nos gráficos da Figura 6.28 uma clara relação entre a remoção de DBO e o TDH no reator UASB. Isso era esperado, tendo em vista que o reator UASB apresentou, em grande parte do tempo, condições adequadas a seu funcionamento, de acordo com o orientado pela bibliografia e pela norma da ABNT. Além disso, a eficiência de remoção variou muito ao longo do período de monitoramento, contrariando a constatação de Castillo, Cecchi e Mata-Alvarez (1997), de que o desempenho do UASB se tornava constante para TDH acima de 6h.

6.4.1.2 Velocidade ascensional

A Figura 6.29 apresenta a série temporal da velocidade ascensional do reator UASB, bem como os valores indicados pela literatura e estipulado em projeto.

Figura 6.29 Série temporal da velocidade ascensional (m/h) no reator UASB



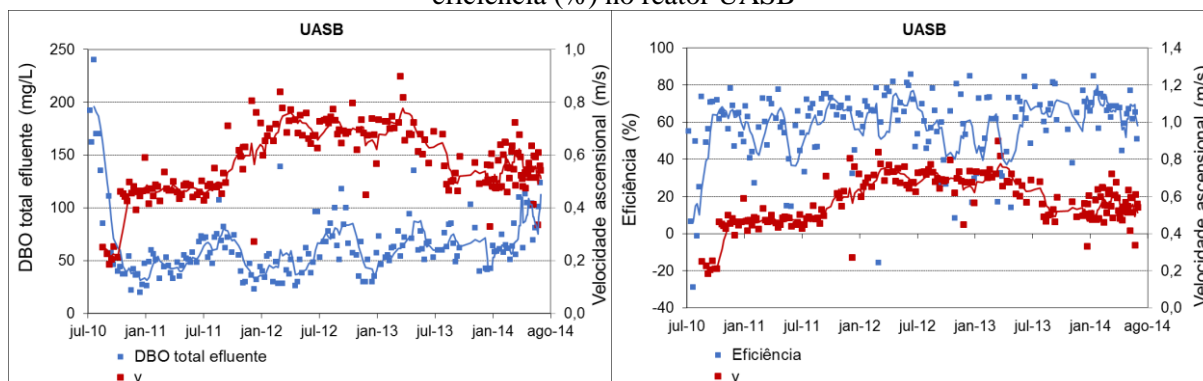
Nota: De julho de 2010 a agosto de 2013 eram 3 reatores UASB em operação. A partir de setembro de 2013, mais uma unidade passou a operar, resultando em 4 unidades.

Observa-se, pelo gráfico da Figura 6.29, que, conforme esperado, a velocidade apresentou comportamento semelhante ao tempo de detenção hidráulica. Isso porque esses dois parâmetros são influenciados pela vazão afluente à ETE e pela quantidade de reatores em operação. Assim, no início de operação, em que a vazão afluente à ETE era muito menor que

a estimada em projeto, a velocidade apresentou pequenos valores, estando alguns inclusive abaixo da faixa indicada pela literatura. A partir de outubro de 2011, quando a vazão afluente à ETE apresentou um crescimento considerável, a velocidade ascensional elevou-se, apresentando inclusive valores acima da faixa indicada pela literatura e do valor estipulado pela ABNT. Quando mais uma unidade de reator UASB foi incorporada ao sistema (setembro de 2013), a velocidade no compartimento de digestão passou a apresentar valores mais próximos do de projeto e adequados à literatura e à NBR 12.209.

Os gráficos da Figura 6.30 apresentam as séries temporais da DBO total efluente, da eficiência e da velocidade ascensional no reator UASB. Observa-se que não houve relação entre a velocidade ascensional no reator UASB com a qualidade do efluente e a eficiência de remoção de DBO nessa unidade. Assim, mesmo com velocidades um pouco acima do valor estipulado em projeto, o reator UASB apresentou elevadas eficiências, indicando não haver perda de matéria orgânica por arraste pelo fluxo ascendente ou pela diminuição da capacidade de filtração do leito expandido, como sugere (LEITÃO *et al.*, 2006).

Figura 6.30 Séries temporais da velocidade ascensional (m/h), da DBO total efluente (mg/L) e da eficiência (%) no reator UASB



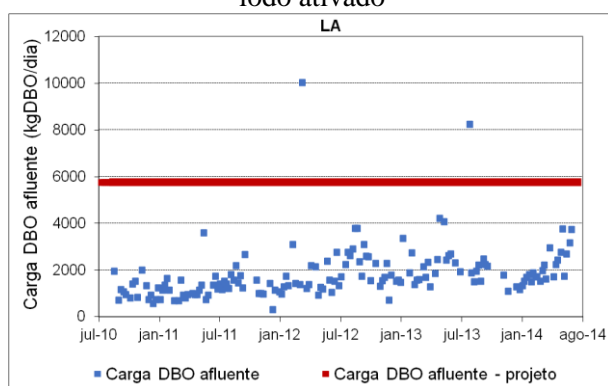
6.4.2 Reator de lodo ativado – tanque de aeração

Os parâmetros de projeto e operação avaliados para o tanque de aeração foram: carga de DBO afluente, tempo de detenção hidráulica, sólidos em suspensão totais no tanque de aeração (SSTA) e voláteis (SSVTA), idade do lodo e relação alimento e microrganismo (A/M). Para essa unidade, assim como dito anteriormente, foram adotados para a avaliação de seu desempenho a DBO solúvel efluente e a eficiência biológica, tendo em vista que esses apresentam maior influência nessa unidade do que a DBO total.

6.4.2.1 Carga de DBO afluente

Um dos parâmetros considerados no dimensionamento do tanque de aeração da ETE Betim Central foi a carga de DBO afluente a essa unidade. A Figura 6.31 apresenta a série temporal desse parâmetro ao longo do período de monitoramento, bem como a carga estimada em projeto. Observa-se pelo gráfico dessa figura que esse parâmetro esteve abaixo do valor de projeto (5.760 kgDBO/dia) em quase todo o período de monitoramento. Além disso, assim como ocorreu com a carga orgânica afluente à ETE, a carga afluente ao tanque de aeração também apresentou-se oscilante e crescente ao longo do período de monitoramento, indicando uma adesão gradual ao sistema de coleta, interceptação e tratamento.

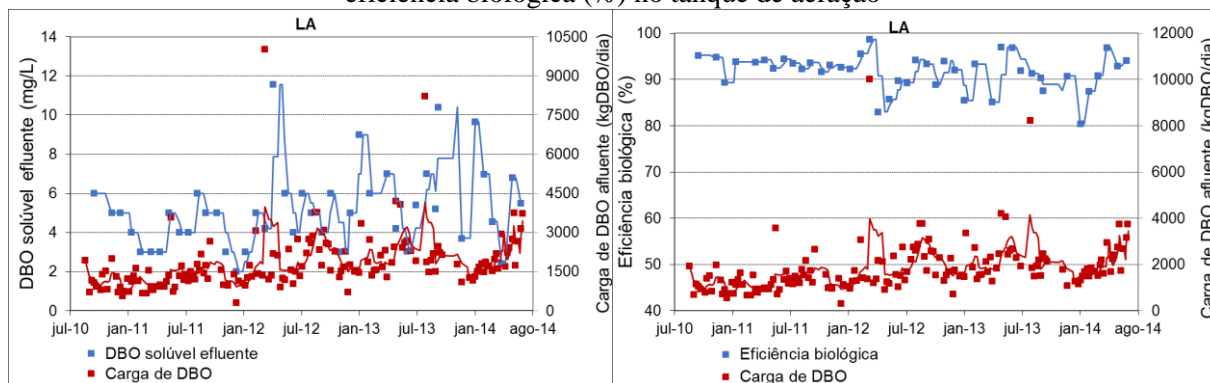
Figura 6.31 Série temporal da carga de DBO (kgDBO/dia) afluente ao tanque de aeração do reator de lodo ativado



Nota: De julho de 2010 a novembro de 2011 apenas 1 tanque de aeração estava em operação. A partir de dezembro de 2011, mais uma unidade passou a operar, resultando em 2 unidades.

Gráficos das séries temporais da concentração de DBO solúvel efluente, da eficiência biológica e da carga de DBO afluente são apresentados na Figura 6.32. Conforme esperado, a carga de DBO afluente ao tanque de aeração influenciou tanto a qualidade do efluente como o desempenho dessa unidade. Maiores cargas implicaram maiores concentrações de DBO solúvel efluente e eficiências biológicas elevadas, como pode ser constatado principalmente no primeiro semestre do ano de 2012. Isso pode ser explicado tendo em vista que a remoção de matéria orgânica pode ser facilitada em elevadas concentrações afluentes, desde que dentro de limites aceitáveis de carga aplicada, resultando em uma eficiência maior. Porém, ainda com elevadas eficiências o efluente apresenta altas concentrações, quando comparado com a condição operacional de baixa carga afluente. Dessa forma, o controle e monitoramento da carga de DBO afluente a essa unidade são importantes para um melhor desempenho dessa unidade e de toda a estação de tratamento.

Figura 6.32 Séries temporais da carga de DBO afluente (kg/dia), da DBO solúvel efluente (mg/L) e da eficiência biológica (%) no tanque de aeração

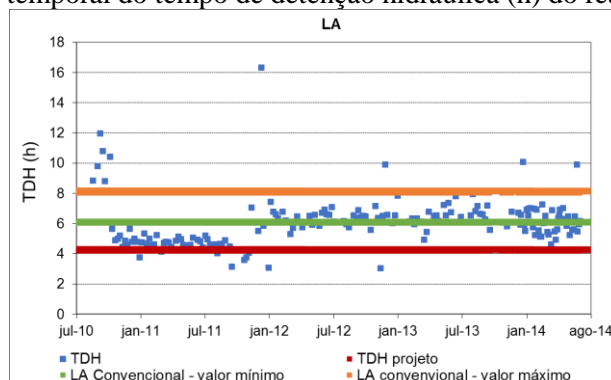


6.4.2.2 Tempo de detenção hidráulica

A Figura 6.33 apresenta a série temporal do tempo de detenção hidráulica do tanque de aeração, bem como os valores de projeto e da literatura. Até dezembro de 2011, quando havia apenas uma unidade em operação, observa-se que o tempo de detenção hidráulica se manteve próximo ao valor de projeto (4h e 10 min.). Ao final do ano de 2011, o tempo de detenção hidráulica apresenta uma pequena queda, indicando a necessidade de se operar mais uma unidade. Quando as duas unidades estão operando, observa-se um aumento no tempo de detenção hidráulica, indicando que o sistema está apto a receber uma vazão ainda maior.

Observa-se ainda pela Figura 6.33 que em grande parte do período de monitoramento o tempo de detenção hidráulica esteve na faixa recomendada pela literatura para sistema de lodo ativado convencional, segundo von Sperling (2012), e que, principalmente no início de operação, alguns valores se encontraram acima dessa faixa.

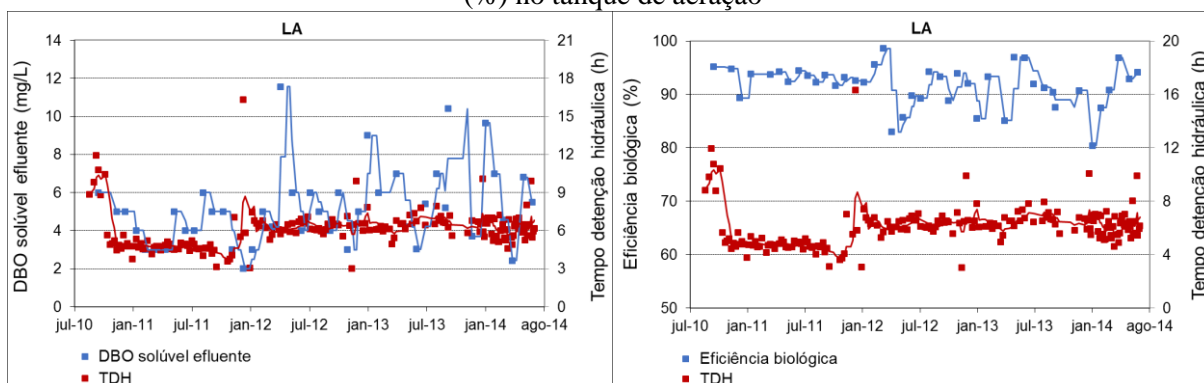
Figura 6.33 Série temporal do tempo de detenção hidráulica (h) do reator de lodo ativado



Nota: De julho de 2010 a novembro de 2011 apenas 1 tanque de aeração estava em operação. A partir de dezembro de 2011, mais uma unidade passou a operar, resultando em 2 unidades.

As séries temporais da concentração de DBO solúvel efluente, da eficiência biológica e do TDH do tanque de aeração são apresentadas nos gráficos da Figura 6.34. Não foi possível identificar uma influência do parâmetro tempo de detenção hidráulica com a qualidade do efluente e o desempenho da unidade, mesmo quando o tanque de aeração operou em condições mais adequadas, com maiores valores de tempo de detenção (quando as duas unidades de tanque de aeração estavam em operação). Isso indica, como orientado pela NBR 12.209, que esse parâmetro não é o mais relevante para o adequado dimensionamento da ETE.

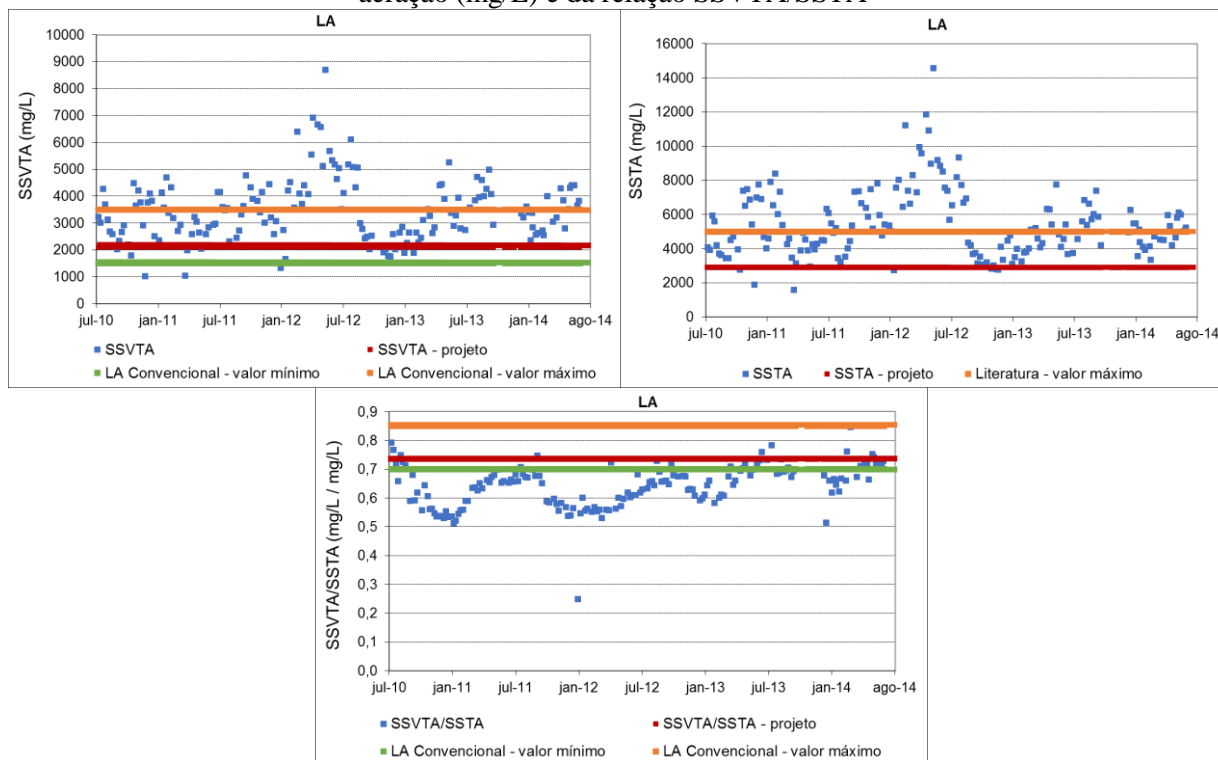
Figura 6.34 Séries temporais do TDH (h), da DBO solúvel efluente (mg/L) e da eficiência biológica (%) no tanque de aeração



6.4.2.3 Sólidos em suspensão totais e voláteis no tanque de aeração

Gráficos com as séries temporais das concentrações de sólidos em suspensão voláteis e totais no tanque de aeração e da relação SSVTA/SSTA são apresentadas na Figura 6.35. Nesses gráficos também são indicados valores de referência da literatura e adotados em projeto.

Figura 6.35 Séries temporais da concentração de sólidos em suspensão voláteis e totais no tanque de aeração (mg/L) e da relação SSVTA/SSTA



Nota: De julho de 2010 a novembro de 2011 apenas 1 tanque de aeração estava em operação. A partir de dezembro de 2011, mais uma unidade passou a operar, resultando em 2 unidades.

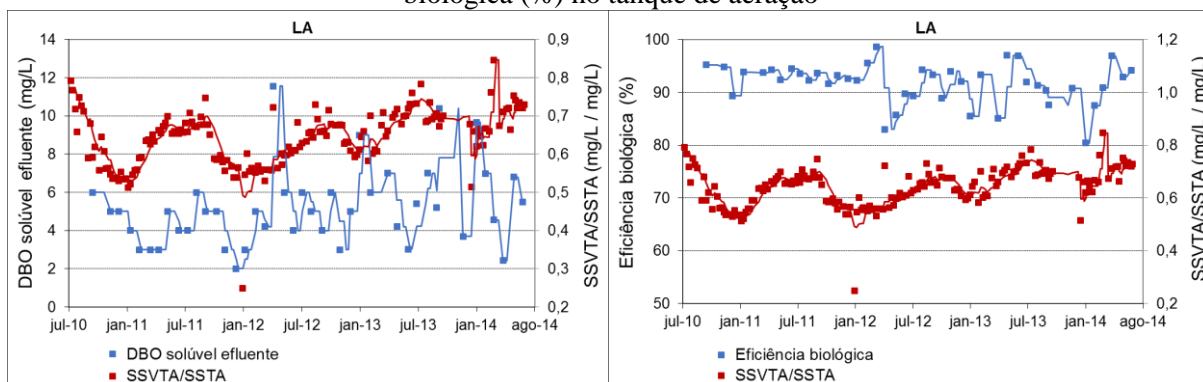
Pela Figura 6.35, observa-se que tanto os sólidos em suspensão voláteis como os sólidos em suspensão totais no tanque de aeração se encontraram acima do valor de projeto na maior parte do tempo, com destaque para o primeiro semestre de 2012, quando ocorreram os maiores valores.

No caso dos sólidos em suspensão totais, em cerca de metade do período de monitoramento, os valores se encontraram acima dos valores da literatura e do indicado pela NBR12.209 (valor máximo de 4.500 mg/L), indicando que o tanque de aeração trabalhou com uma grande massa de sólidos. Os sólidos em suspensão voláteis tanto ficaram na faixa de lodos ativados convencional (1.500 a 3.500 mg/L), como na de lodos ativados com aeração prolongada (2.500 a 4.000 mg/L).

Em grande parte do tempo, os valores da relação SSVTA/SSTA se encontraram abaixo do estimado em projeto e fora faixa de operação característica de reatores de lodo ativado convencional. Conforme orientado por Fan *et al.* (2015), os baixos valores de SSVTA/SSTA podem ser explicados pela baixa carga orgânica afluyente à ETE e pela elevada idade do lodo no sistema.

A Figura 6.36 apresenta as séries temporais da concentração de DBO solúvel efluente, da eficiência biológica e da relação SSVTA/SSTA no tanque de aeração. Apesar de se esperar uma maior eficiência biológica e uma melhor qualidade do efluente para menores valores de SSVTA/SSTA, a influência desse parâmetro no desempenho do sistema não pode ser observada claramente.

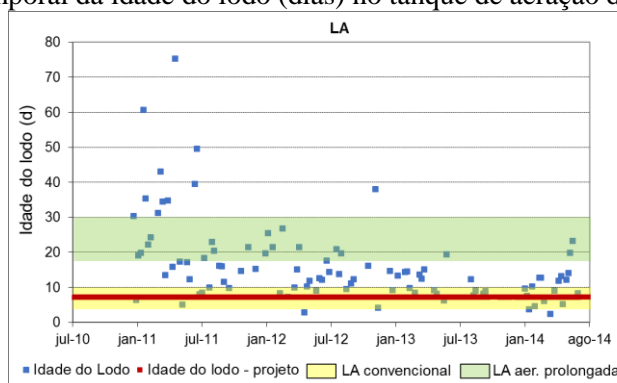
Figura 6.36 Séries temporais do SSVTA/SSTA, da DBO solúvel efluente (mg/L) e da eficiência biológica (%) no tanque de aeração



6.4.2.4 Idade do lodo

A série temporal da idade do lodo no tanque de aeração é apresentada pela Figura 6.37. Nessa figura, também são apresentados o valor de projeto (7 dias) e as faixas indicadas na literatura (VON SPERLING, 2012) para sistemas de lodo ativado convencional e de aeração prolongada.

Figura 6.37 Série temporal da idade do lodo (dias) no tanque de aeração do reator de lodo ativado



Nota: De julho de 2010 a novembro de 2011 apenas 1 tanque de aeração estava em operação. A partir de dezembro de 2011, mais uma unidade passou a operar, resultando em 2 unidades.

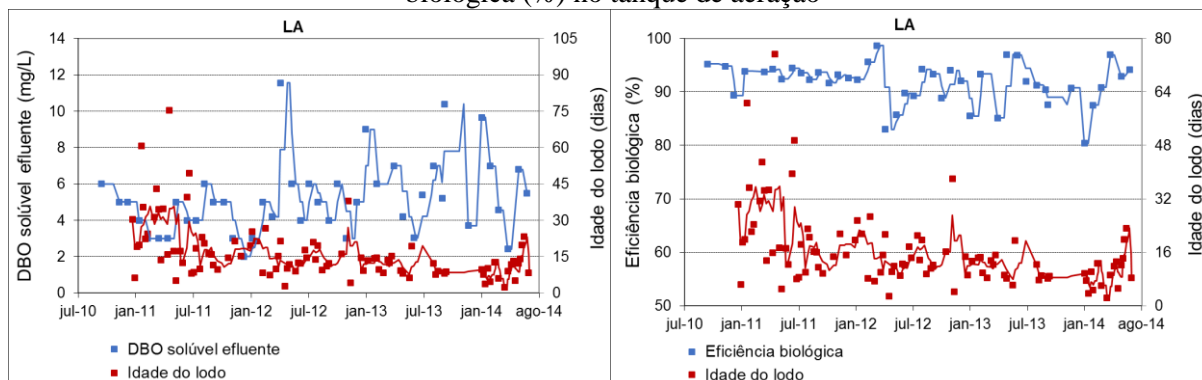
Observa-se, pelo gráfico dessa figura, que, apesar de a ETE Betim Central ter sido dimensionada como sistema de lodo ativado convencional, os valores da idade do lodo estiveram, em grande parte do período de monitoramento, acima da faixa usual desse

processo, resultando em um lodo mais estabilizado. Isso é explicado pelas cargas afluentes ainda inferiores às de projeto e pela elevada concentração de sólidos voláteis no tanque de aeração, conforme apresentado no item anterior. Assim, para possibilitar que a operação da ETE ocorra na faixa em que foi projetada, uma possível manobra no sistema seria elevar a retirada do lodo da fase aeróbia, aumentando a vazão de lodo excedente.

Além disso, a idade do lodo média da ETE Betim Central, durante o período de monitoramento, esteve na faixa de 6 a 30 dias, que, de acordo com Bisogni e Lawrence (1971), resulta num lodo com pequenos flocos e com IVL próximo a 100 mL/g.

Gráficos com as séries temporais da concentração de DBO solúvel efluente, da eficiência biológica e da idade do lodo no tanque de aeração são apresentados na Figura 6.38.

Figura 6.38 Séries temporais da idade do lodo (dias), da DBO solúvel efluente (mg/L) e da eficiência biológica (%) no tanque de aeração



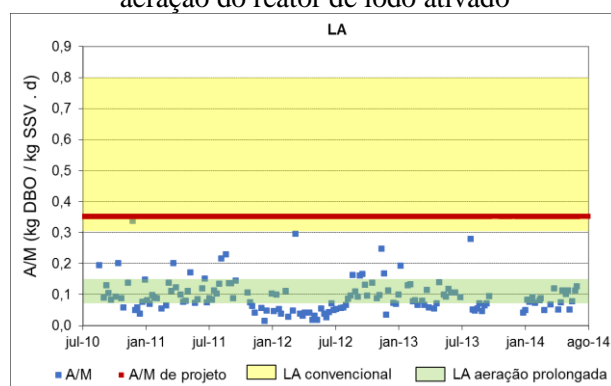
Pela Figura 6.38, pode-se observar que a idade do lodo influenciou tanto a eficiência biológica da fase aeróbia do sistema de tratamento quanto a qualidade do efluente final. Maiores idades do lodo resultaram numa maior eficiência biológica e numa menor concentração de DBO solúvel. Isso pode ser explicado tendo em vista que o tempo de crescimento das bactérias consumidoras de matéria orgânica foi atendido pela operação, possibilitando a adequada degradação do afluente à unidade.

Como a idade do lodo influencia tanto a sedimentabilidade do lodo (ÇAKICI; BAYRAMOĞLU, 1995) como a qualidade do efluente, o adequado monitoramento desse parâmetro é muito importante para um melhor desempenho da estação de tratamento.

6.4.2.5 Relação alimento microrganismo (A/M)

A Figura 6.39 apresenta a série temporal da relação alimento/microrganismo (A/M) ao longo do período de monitoramento, o valor estipulado em projeto e as faixas indicadas na literatura (VON SPERLING, 2012) para lodo ativado convencional e de aeração prolongada. Observa-se pela figura que esse parâmetro esteve abaixo do valor de projeto para lodo ativado convencional (0,35 kgDBO/kgSSVTA.d) em todo o período de estudo, e mesmo na faixa indicada para sistema de aeração prolongada (0,08 a 0,15 kgDBO/kgSSVTA.d), em mais de 90% do tempo, apresentando como valor médio 0,09 kgDBO/kgSSV.d (Tabela 6.14). Isso sugere uma maior estabilização da massa bacteriana presente no reator, porém, conforme encontrado por Li *et al.* (2011), pode prejudicar a formação de flocos no tanque de aeração, com consequente prejuízo à sedimentabilidade no decantador secundário.

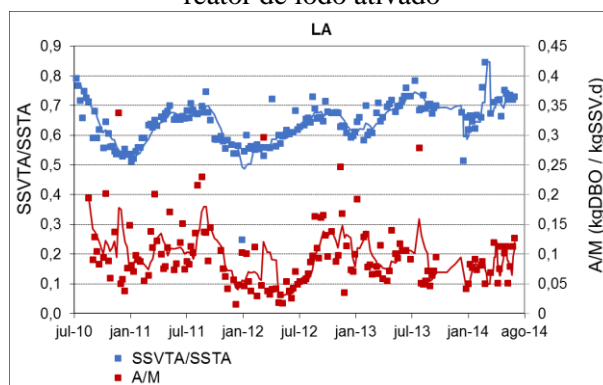
Figura 6.39 Série temporal da relação alimento/microrganismo (kgDBO/kgSSV.d) no tanque de aeração do reator de lodo ativado



Nota: De julho de 2010 a novembro de 2011 apenas 1 tanque de aeração estava em operação. A partir de dezembro de 2011, mais uma unidade passou a operar, resultando em 2 unidades.

Os baixos valores da relação A/M podem ser explicados pela elevada concentração de sólidos em suspensão voláteis no tanque de aeração, bem como a baixa carga de DBO afluyente à ETE. Pela Figura 6.40, observa-se que, em momentos de baixa relação A/M, a relação SSVTA/SSTA também era reduzida, de acordo com o que seria esperado (o mesmo ocorrendo com períodos de alta A/M e SSVTA/SSTA). No entanto, pelo fato de o sistema ser bastante dinâmico, esta coerência não pôde ser observada em alguns períodos.

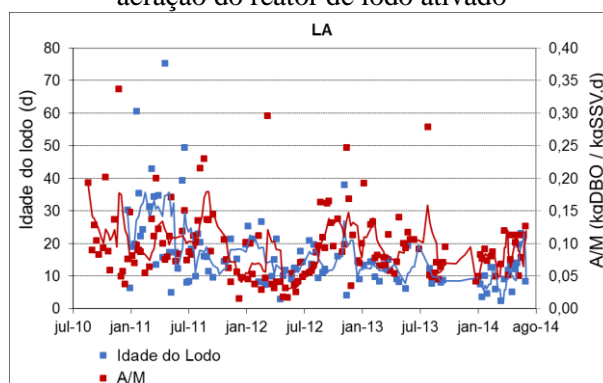
Figura 6.40 Séries temporais de A/M (kgDBO/kgSSV.d) e de SSVTA/SSTA no tanque de aeração do reator de lodo ativado



De acordo com a NBR 12.209, para permitir o processo de nitrificação, a relação A/M deve ser inferior a 0,20 kg DBO aplicado/kg SSVTA.d para efluente de reator anaeróbio em tanque de aeração com temperatura de 20°C. Dessa forma, pode-se dizer que a condição para a nitrificação foi atendida na maior parte do período de estudo, e que o valor máximo ocorrido foi de 0,34 kg DBO/kgSSV.d.

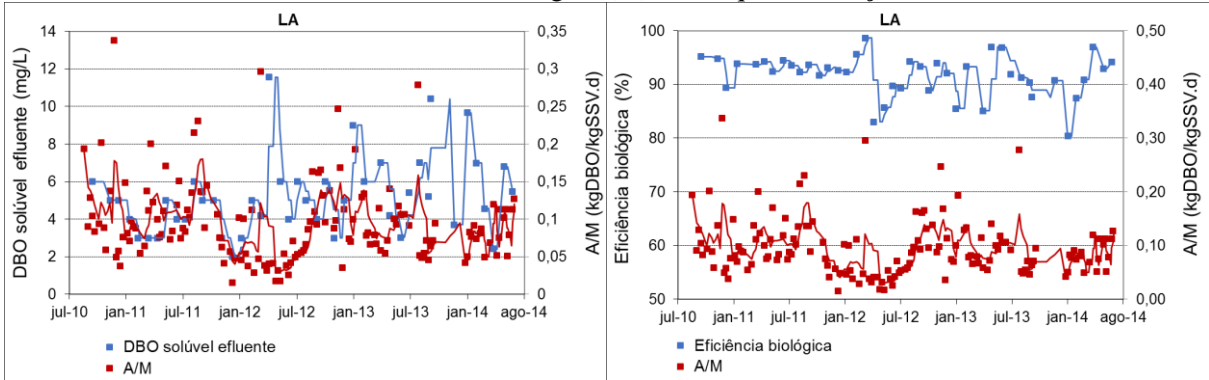
Assim como ocorre para a idade do lodo, modificando a rotina operacional, com maiores descartes do lodo excedente (maior vazão de lodo excedente), pode-se obter condições adequadas ao sistema de lodo ativado convencional. Esperava-se haver relação inversa entre idade do lodo e A/M, mas o gráfico da Figura 6.41, mostra que nem sempre isso ocorre. Dessa forma, deve-se monitorar o comportamento da idade do lodo e da relação A/M caso o descarte de lodo excedente seja modificado.

Figura 6.41 Séries temporais de A/M (kgDBO/kgSSV.d) e da idade do lodo (dias) no tanque de aeração do reator de lodo ativado



A Figura 6.42 apresenta as séries temporais da concentração de DBO solúvel efluente, da eficiência biológica e da relação A/M no tanque de aeração.

Figura 6.42 Séries temporais da relação A/M (kgDBO/kgSSVTA.d), da DBO solúvel efluente (mg/L) e da eficiência biológica (%) no tanque de aeração



Esperava-se que menores valores de A/M resultariam em um efluente de melhor qualidade. No entanto, não se pode notar, pelos gráficos da Figura 6.42, uma clara relação entre o parâmetro A/M e a concentração de DBO solúvel no efluente e a eficiência biológica. Assim, apesar de esse parâmetro ser importante no dimensionamento e operação da estação, ele parece não ser o de maior influência no desempenho da ETE Betim Central.

6.4.3 Etapa de lodo ativado – decantador secundário

Para o decantador secundário, foram avaliados os seguintes parâmetros: taxa de aplicação hidráulica (TAH), taxa de aplicação de sólidos (TAS), índice volumétrico do lodo (IVL) e fluxo de sólidos.

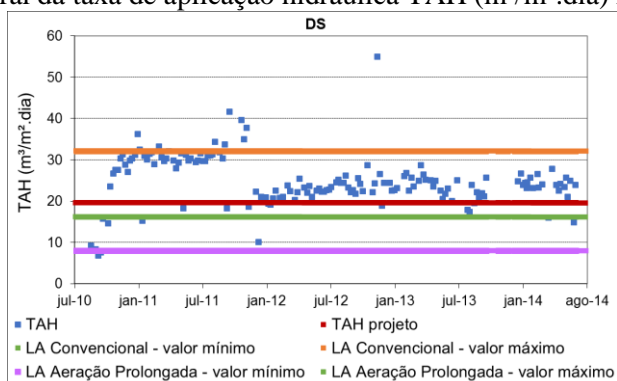
6.4.3.1 Taxa de aplicação hidráulica

A Figura 6.43 apresenta a série temporal da taxa de aplicação hidráulica (TAH) no decantador secundário ao longo do período de monitoramento, o valor estipulado em projeto e os indicados na literatura (METCALF & EDDY, 2014). Pela figura, observa-se que esse parâmetro esteve, predominantemente, acima do valor de projeto ($19,6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$) no início da operação e a partir de dezembro de 2011, quando as duas unidades de decantador secundário estavam em operação, os valores se encontraram mais próximos do de projeto. Além disso, na maior parte do período de monitoramento, os valores se encontraram na faixa típica para sistema de lodo ativado convencional ($16,1$ a $31,9 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$).

Na maior parte do período de monitoramento a ETE operou com a relação A/M inferior a $0,15 \text{ kg DBO}_5/\text{kg SSVTA.d}$ ou idade do lodo superior a 18 dias. Assim, o valor médio

considerando todo o período de monitoramento de 25,0 m³/m².dia (Tabela 6.14) esteve acima do indicado pela NBR 12.209, de 16 m³/m².dia.

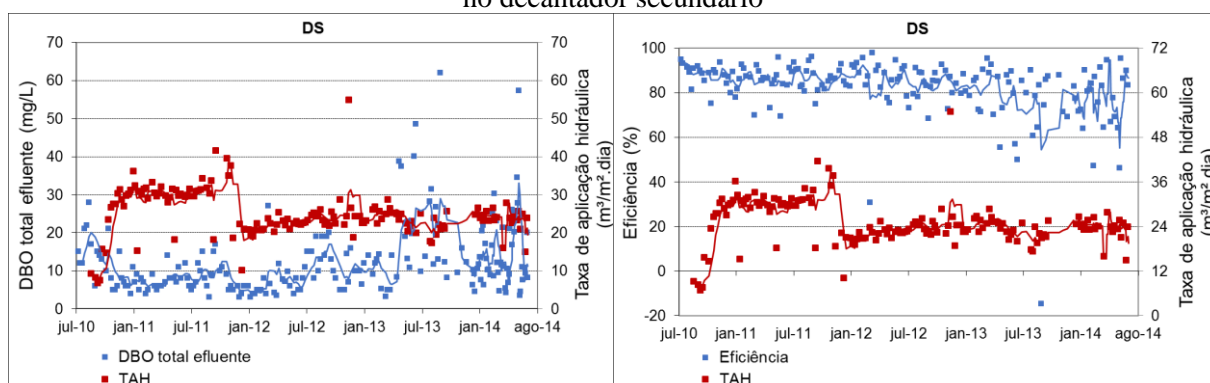
Figura 6.43 Série temporal da taxa de aplicação hidráulica TAH (m³/m².dia) no decantador secundário



Nota: De julho de 2010 a novembro de 2011 apenas 1 decantador secundário estava em operação. A partir de dezembro de 2011, mais uma unidade passou a operar, resultando em 2 unidades.

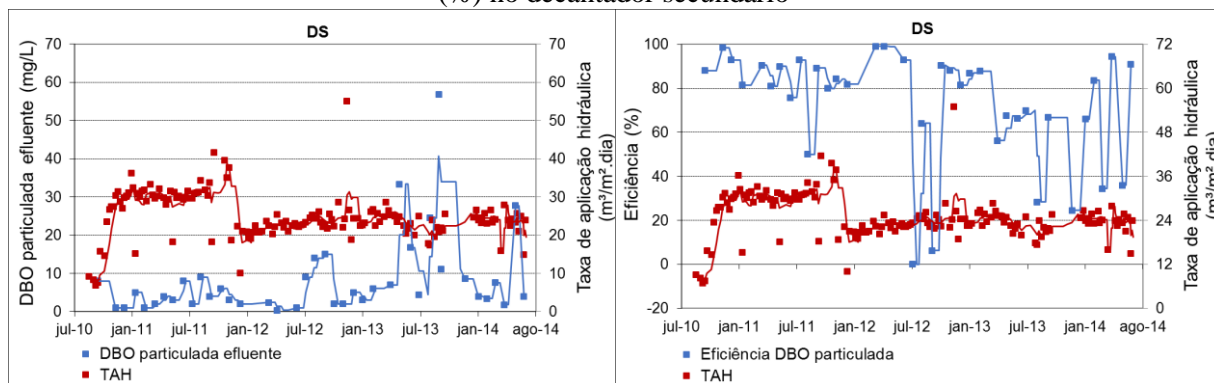
Gráficos das séries temporais da concentração de DBO total efluente, DBO particulada efluente, SST efluente e das respectivas eficiências de remoção e da TAH são apresentados nas Figuras 6.44 a 6.46.

Figura 6.44 Séries temporais da TAH (m³/m².dia), da DBO total efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário



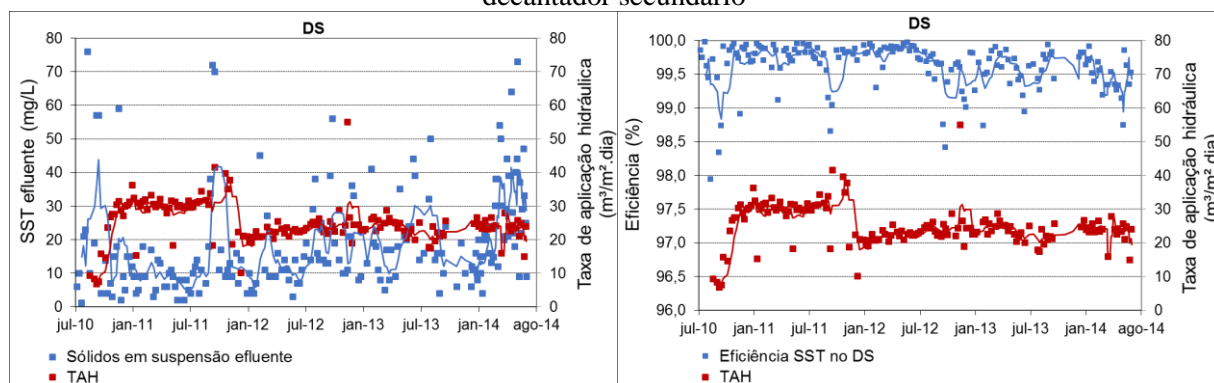
Nota: Os valores de DBO total efluente dizem respeito ao efluente final da ETE e a eficiência de remoção de DBO total é relativa à etapa de lodo ativado.

Figura 6.45 Séries temporais da TAH ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$), da DBO particulada efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário



Nota: Os valores de DBO particulada efluente dizem respeito ao efluente final da ETE e a eficiência de remoção de DBO particulada é relativa à etapa de lodo ativado.

Figura 6.46 Séries temporais da TAH ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$), de SST efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário



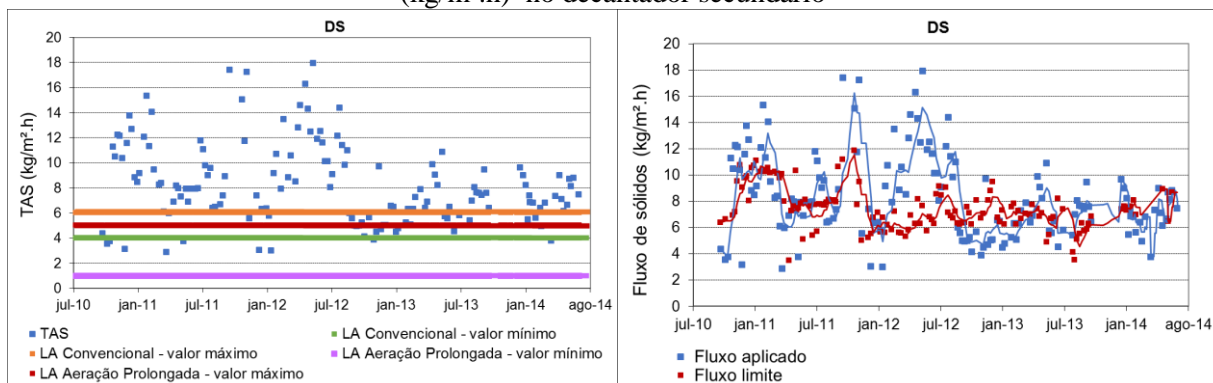
Nota: Os valores de SST efluente dizem respeito ao efluente final da ETE e a eficiência de remoção de SST é relativa ao decantador secundário.

Pelos gráficos das Figuras 6.44 a 6.46, não foi possível observar uma clara influência da taxa de aplicação hidráulica no desempenho do sistema e na qualidade do efluente, apesar de aquela estar acima do considerado em projeto e do orientado pela NBR 12.209. Ou seja, mesmo operando em condições de sobrecarga, a taxa de aplicação hidráulica no decantador secundário não prejudicou o efluente no que diz respeito à concentração de matéria orgânica e de sólidos em suspensão totais.

6.4.3.2 Taxa de aplicação de sólidos

As séries temporais da taxa de aplicação de sólidos (TAS) e do fluxo limite de sólidos no decantador secundário são apresentadas nos gráficos da Figura 6.47. Nessa figura, também são apresentados os valores típicos da literatura (METCALF & EDDY, 2014) para esse parâmetro.

Figura 6.47 Séries temporais da taxa de aplicação de sólidos ($\text{kg}/\text{m}^2.\text{h}$) e do fluxo limite de sólidos ($\text{kg}/\text{m}^2.\text{h}$) no decantador secundário



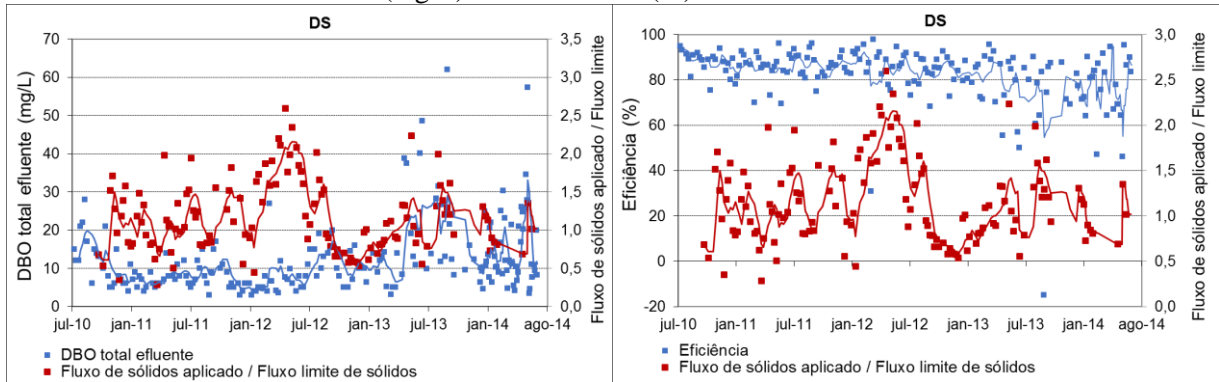
Nota: De julho de 2010 a novembro de 2011 apenas 1 decantador secundário estava em operação. A partir de dezembro de 2011, mais uma unidade passou a operar, resultando em 2 unidades.

Observa-se, pelo gráfico de série temporal da TAS, que em grande parte do tempo a taxa de aplicação de sólidos se encontrou acima dos valores indicados na literatura (75% do período de monitoramento) e do orientado pela NBR 12.209 de $5 \text{ kg}/\text{m}^2.\text{h}$ (87% do período de estudo). Assim, tem-se que o decantador secundário operou, em grande parte do tempo, em condições de sobrecarga, considerando os valores limites indicados na literatura e legislação. Esses elevados valores de TAS podem ser explicados pela elevada concentração de sólidos no tanque de aeração.

O fluxo limite foi obtido pela Equação 3.7, que considera a qualidade do lodo afluyente a essa unidade (IVL). Pela Figura 6.46 tem-se que o decantador secundário operou tanto em condições de subcarga (com fluxo de sólidos inferior ao fluxo limite) quanto de sobrecarga (56% do período). Destaca-se a condição operacional do primeiro semestre do ano de 2012, em que o fluxo aplicado foi bastante superior ao fluxo limite de sólidos. Isso pode ser explicado pela elevada concentração de sólidos em suspensão totais no tanque de aeração nesse período (Figura 6.36), colaborando para um maior fluxo de sólidos direcionado ao decantador secundário.

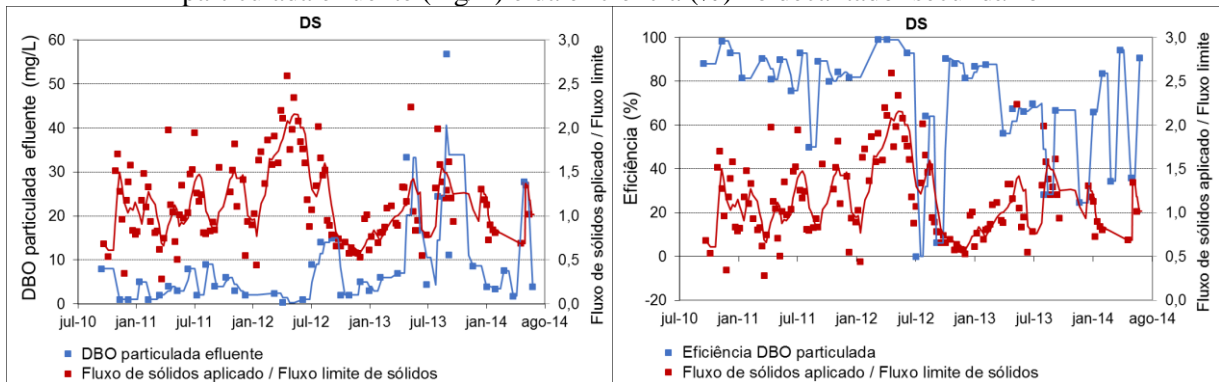
Gráficos de séries temporais da relação fluxo de sólidos aplicado por fluxo limite de sólidos, da DBO total efluente, da DBO total particulada, dos SST e das respectivas eficiências de remoção são apresentados nas Figuras 6.48 a 6.50. Relações do fluxo de sólidos aplicados dividido pelo fluxo limite de sólidos maiores que 1 indicam que o decantador secundário operou em sobrecarga, enquanto as relações menores que 1 indicam que o fluxo aplicado foi menor que o valor limite.

Figura 6.48 Séries temporais da relação “fluxo de sólidos aplicado / fluxo limite de sólidos”, da DBO total efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário



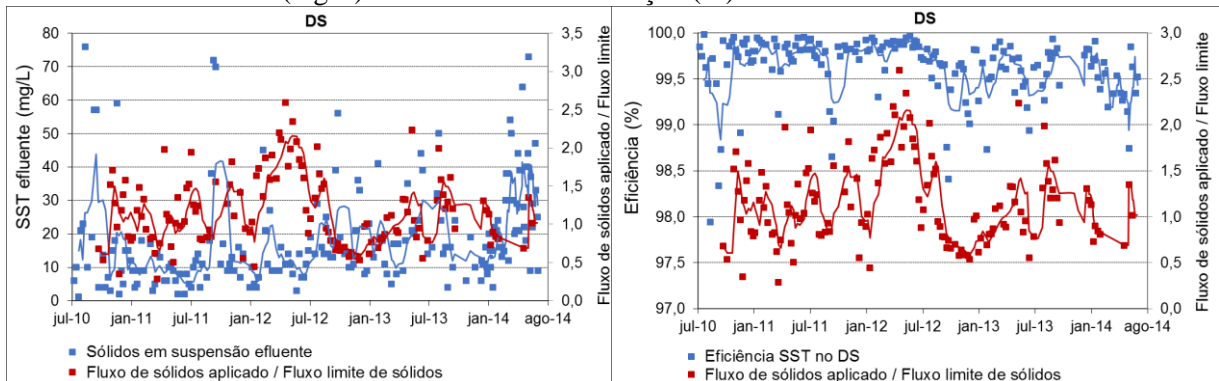
Nota: Os valores de DBO total efluente dizem respeito ao efluente final da ETE e a eficiência de remoção de DBO total é relativa à etapa de lodo ativado.

Figura 6.49 Séries temporais da relação “fluxo de sólidos aplicado / fluxo limite de sólidos”, da DBO particulada efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário



Nota: Os valores de DBO particulada efluente dizem respeito ao efluente final da ETE e a eficiência de remoção de DBO particulada é relativa à etapa de lodo ativado.

Figura 6.50 Séries temporais da relação “fluxo de sólidos aplicado / fluxo limite de sólidos”, SST efluente (mg/L) e da eficiência de remoção (%) no decantador secundário



Nota: Os valores de SST efluente dizem respeito ao efluente final da ETE e a eficiência de remoção de SST é relativa ao decantador secundário.

Esperava-se que o fluxo de sólidos no decantador secundário tivesse influência no desempenho dessa unidade, principalmente no que diz respeito à perda de sólidos no efluente. Porém, na ETE Betim Central, de maneira geral, o fluxo de sólidos pareceu não influenciar a qualidade do efluente nem a eficiência de remoção. Existem, no entanto algumas exceções,

como retratado na Figura 6.48, em que no segundo semestre do ano de 2013, pode-se observar, claramente, que a relação fluxo de sólidos aplicado por fluxo limite de sólidos foi maior que 1 e esteve relacionada a uma menor eficiência e maior concentração de DBO total no efluente.

Alguma relação pode ser observada nos gráficos da Figura 6.49, indicando que a DBO particulada sofreu uma influência maior que a DBO total. Porém ainda se observam situações em que se obtém baixas concentrações de DBO particulada efluente em condições de cargas mais elevadas, como no primeiro semestre do ano de 2012.

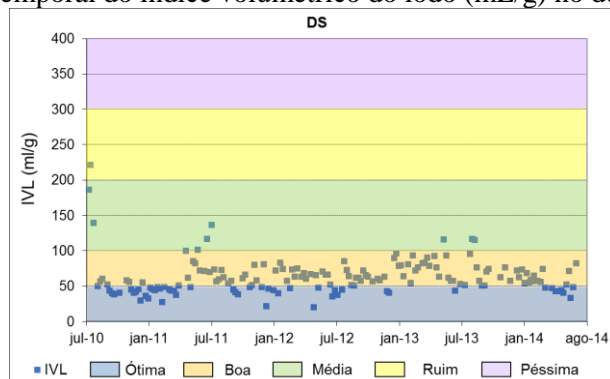
Para os sólidos em suspensão totais também não há indícios de relação do fluxo de sólidos aplicado / fluxo limite de sólidos com a eficiência de remoção no decantador secundário e a concentração de sólidos no efluente final. Além disso, existem ainda algumas situações contraditórias, com elevados fluxos de sólidos aplicados e baixas concentrações de SST no efluente e elevadas eficiências (primeiro semestre de 2012).

6.4.3.3 Índice volumétrico do lodo

Um dos parâmetros monitorados na ETE Betim Central é o índice volumétrico do lodo (IVL). A Figura 6.51 apresenta a série temporal do IVL ao longo do período de monitoramento, bem como valores indicados na literatura (VON SPERLING, 2012). Observa-se pelo gráfico dessa figura que esse parâmetro esteve na faixa tida como boa (50 a 100 mL/g) em quase todo o período de estudo. Isso indica que o lodo apresentou uma boa sedimentabilidade, colaborando para uma melhor qualidade do efluente final (menor perda de material sólido no efluente final).

Considerando o indicado por Hreiz, Latifi e Roche (2015) e que a ETE Betim Central apresentou elevadas idades do lodo, esperava-se obter um lodo de pior sedimentabilidade. Porém, a presença dos seletores provavelmente colaboraram para a seleção dos microrganismos, reduzindo a quantidade de bactérias filamentosas e colaborando para um lodo de boa qualidade no que diz respeito à sedimentação.

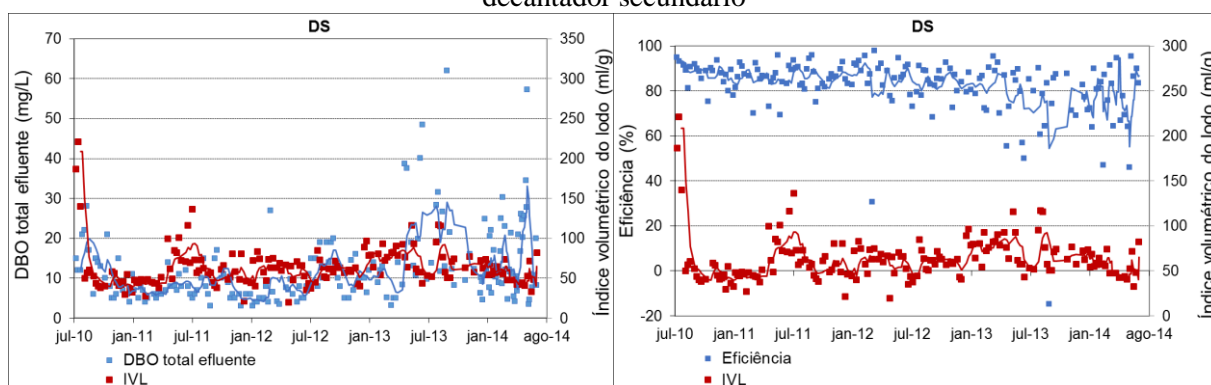
Figura 6.51 Série temporal do índice volumétrico do lodo (mL/g) no decantador secundário



Nota: De julho de 2010 a novembro de 2011 apenas 1 decantador secundário estava em operação. A partir de dezembro de 2011, mais uma unidade passou a operar, resultando em 2 unidades.

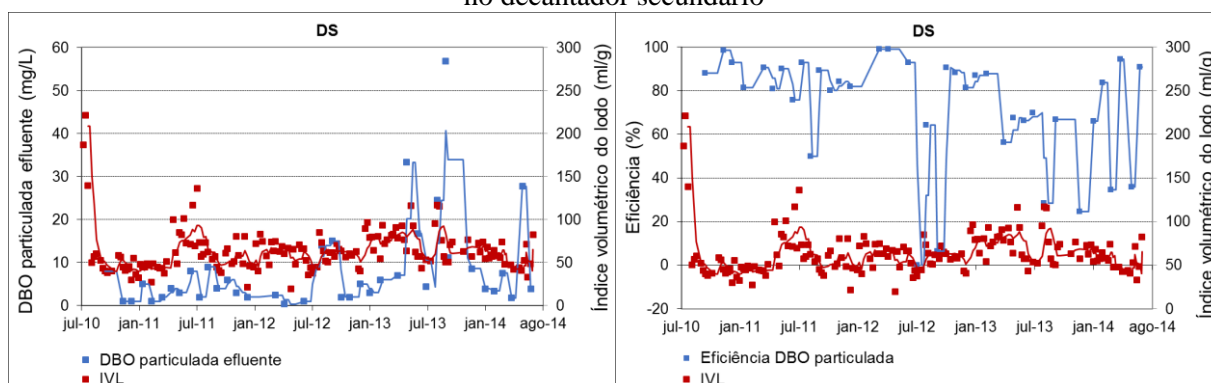
Os gráficos das Figuras 6.52 a 6.54 apresentam as séries temporais do IVL e das concentrações de DBO total efluentes, DBO particulada efluentes e SST efluentes com as respectivas eficiências de remoção.

Figura 6.52 Séries temporais do IVL (mL/g), da DBO total efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário



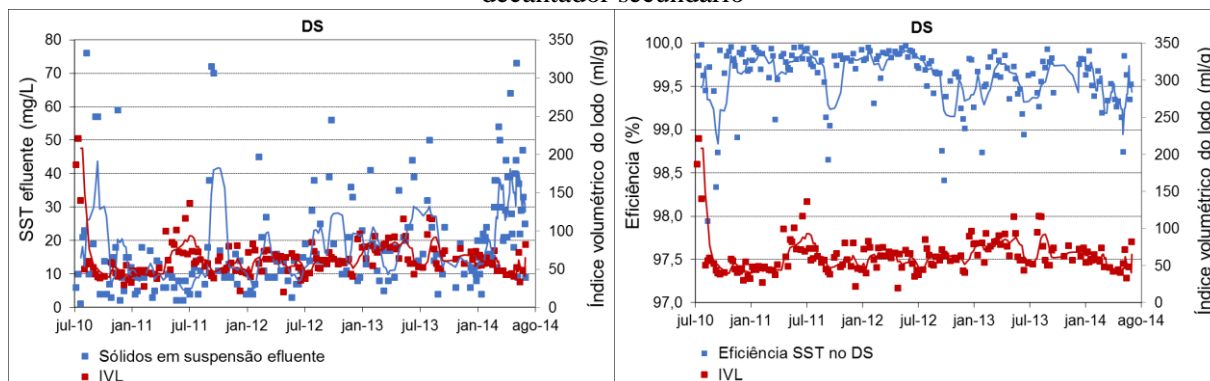
Nota: Os valores de DBO total efluente dizem respeito ao efluente final da ETE e a eficiência de remoção de DBO total é relativa à etapa de lodo ativado.

Figura 6.53 Séries temporais do IVL (mL/g), da DBO particulada efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário



Nota: Os valores de DBO particulada efluente dizem respeito ao efluente final da ETE e a eficiência de remoção de DBO particulada é relativa à etapa de lodo ativado.

Figura 6.54 Séries temporais do IVL (mL/g), de SST efluente (mg/L) e da eficiência (%) no decantador secundário



Nota: Os valores de SST efluente dizem respeito ao efluente final da ETE e a eficiência de remoção de SST é relativa ao decantador secundário.

Pelos gráficos da Figura 6.52, que apresentam as séries temporais do IVL, da concentração de DBO total efluente e da eficiência de remoção de DBO na etapa aeróbia, observa-se que o índice volumétrico do lodo pareceu não influenciar a qualidade do efluente e a eficiência de remoção. Isso pode ser explicado porque a ETE operou com lodo de boa sedimentabilidade (adequados valores de IVL) na maior parte do período de monitoramento, não prejudicando a qualidade do efluente por perda de sólidos. Deve-se notar que, na análise do decantador secundário, a eficiência analisada é a de remoção de DBO total, e não a biológica (a qual é adequada para a avaliação do tanque de aeração).

Também nos gráficos da Figura 6.53 e 6.54 não se pode observar uma clara relação do IVL com a qualidade do efluente e o desempenho da unidade. Esses resultados mostram que as eficiências e concentrações efluentes não dependem apenas de uma variável ou fator de carga, mas de vários fatores combinados (carga, IVL, etc.).

6.5 Avaliação dos processos de nitrificação e desnitrificação no reator de lodo ativado

6.5.1 Nitrificação

A ETE Betim Central foi dimensionada para remover mais de 90% do nitrogênio total Kjeldahl (que é a soma das frações orgânica e amoniacal do nitrogênio) e, considerou-se que o efluente final teria uma concentração inferior a 5 mg/L de NTK. Para avaliar o processo de nitrificação na etapa de lodo ativado, foi calculada a eficiência de nitrificação, obtida pela Equação 6.1:

$$\text{Eficiência de nitrificação} = \frac{(NTK_{\text{afluente}} - NTK_{\text{efluente}})}{NTK_{\text{afluente}}} \quad (6.1)$$

Onde:

- NTK= concentração de nitrogênio total Kjeldahl (mg/L).

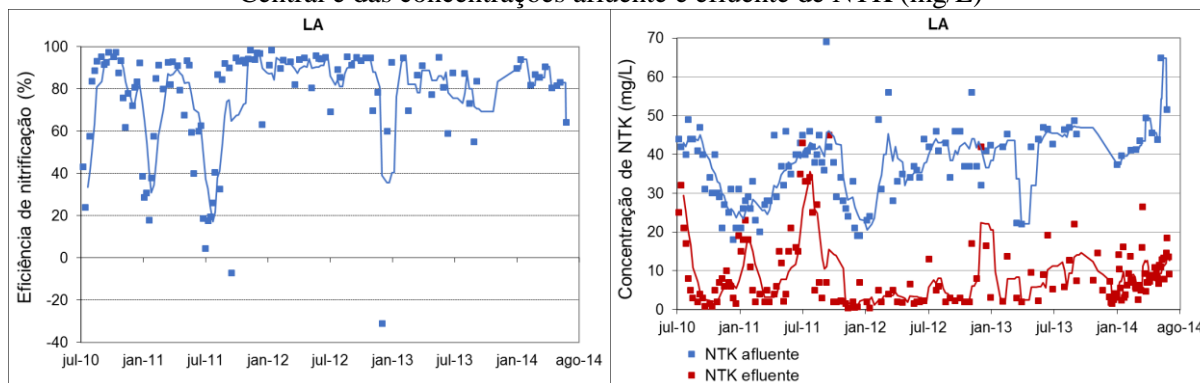
O termo “NTK afluente – NTK efluente” corresponde à parcela de nitrogênio orgânico e amoniacal que foi nitrificada no tanque de aeração, ou seja, a quantidade de nitrito e nitrato produzida nessa unidade.

A Tabela 6.15 apresenta a estatística descritiva para a eficiência de nitrificação no reator de lodo ativado e as concentrações de NTK afluente e efluente, enquanto que a Figura 6.55 mostra a série temporal desses parâmetros ao longo do período de estudo.

Tabela 6.15 Estatísticas descritivas referentes à eficiência de nitrificação na etapa de lodo ativado da ETE Betim Central

Estatística	NTK afluente	NTK efluente	Nitrificação
	mg/L	mg/L	%
Número de dados	115	163	114
Média	37	9	76
Mediana	38	6	87
Mínimo	18	0	-31
Máximo	69	45	98
Percentil 10%	23	2	34
Percentil 90%	47	21	95
Desvio Padrão	10	9	26
Coeficiente de variação	0,26	0,99	0,34

Figura 6.55 Séries temporais da eficiência de nitrificação (%) no tanque de aeração da ETE Betim Central e das concentrações afluyente e efluente de NTK (mg/L)



Pela Tabela 6.15, tem-se que a nitrificação não foi completa na ETE Betim Central, cujo efluente final ainda continha amônia e nitrogênio orgânico (NTK efluente médio de 9 mg/L). A eficiência de nitrificação esteve próxima do valor de projeto (90%), apresentando como valor máximo e mediana 98% e 86%, respectivamente. Huang *et al.* (2007) e Garuti, Dohanyos e Tilche (1992) encontraram valores médios superiores com relação à eficiência de nitrificação (92-100%). Nos sistemas estudados por esses autores o efluente da ETE era recirculado internamente, diferentemente do que ocorre na ETE Betim Central, onde não há recirculação do efluente tratado; porém o processo de recirculação não interfere na nitrificação e é importante para a desnitrificação. Assim, alguns fatores podem estar influenciando no processo de nitrificação no tanque de aeração da ETE Betim Central.

O gráfico da Figura 6.55 indica que, no início de operação da ETE, a nitrificação foi bastante variável e a partir do ano de 2012 se mostrou mais estável e com valores mais elevados. Como era de se esperar, as séries de eficiência de nitrificação e concentração de NTK efluente se comportam de forma espelhada, ou seja, uma maior eficiência implica numa menor concentração efluente de nitrogênio NTK.

A Tabela 6.16 indica a estatística descritiva dos parâmetros de influência e fatores de correção da taxa de crescimento máxima (a 20°C) das bactérias nitrificantes, enquanto a Figura 6.56 apresenta os gráficos de séries temporais referentes à influência de fatores físicos, químicos e biológicos no processo de nitrificação na ETE Betim Central. Os fatores de correção da taxa de crescimento específica foram calculados de acordo com o item 3.3.1. Quando o fator de correção é maior do que 1, isso indica que ele influencia de forma positiva o crescimento das bactérias nitrificantes, resultando numa taxa de crescimento específica maior do que a taxa máxima para a temperatura padrão de 20°C. Fatores de correção menores do que 1 indicam

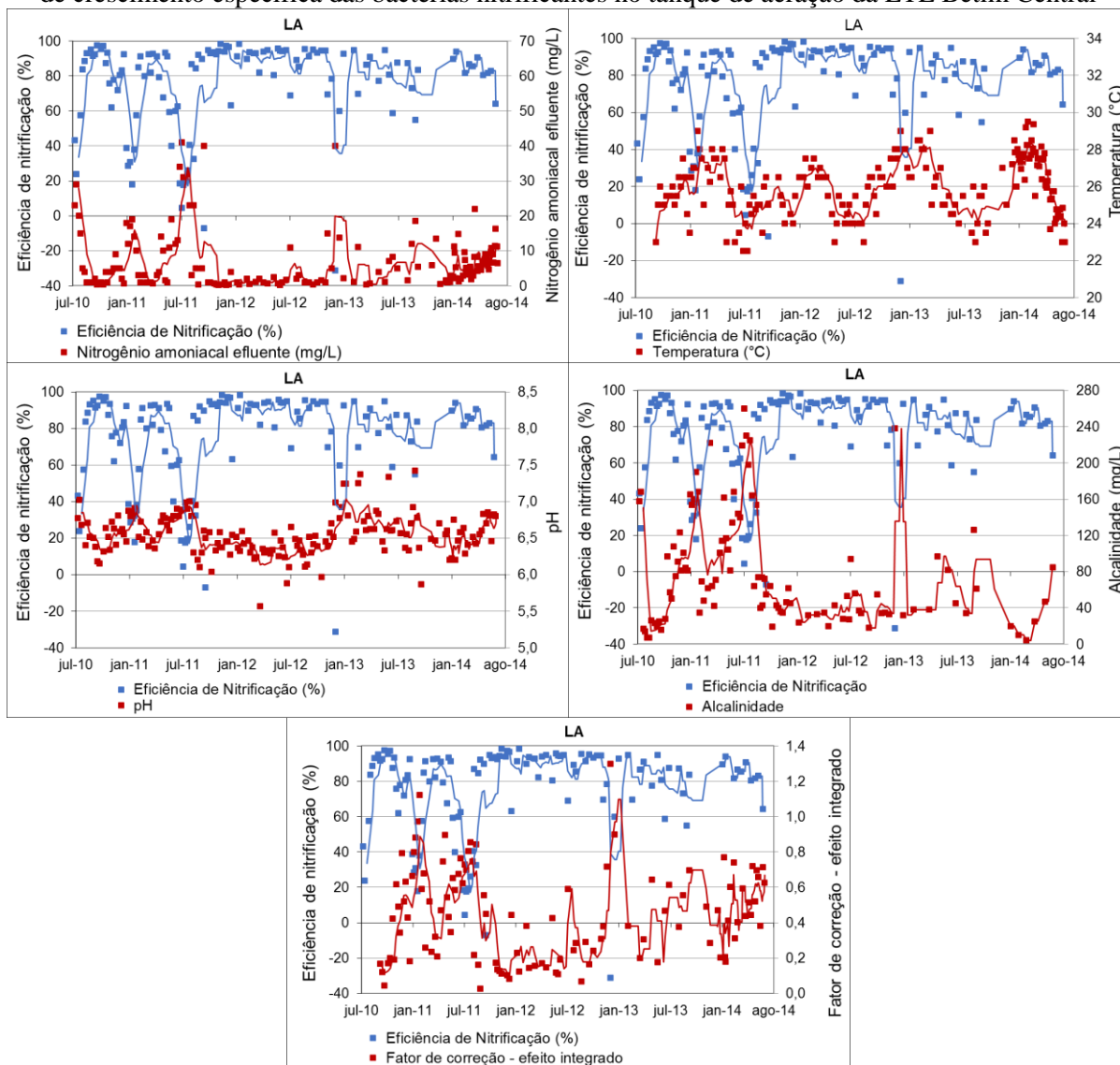
uma influência negativa na taxa de crescimento específica das bactéria nitrificantes, resultando em valores menores do que a taxa máxima na temperatura padrão.

Tabela 6.16 Estatísticas descritivas referentes aos parâmetros de influência e fatores de correção da taxa de crescimento das bactérias nitrificantes no tanque de aeração da ETE Betim Central

Estatística	Fatores de correção				Parâmetros			
	Nitrogênio amoniacal efluente	Temperatura	pH	Efeito integrado	Nitrogênio amoniacal efluente (mg/L)	Temperatura (°C)	pH	Alcalinidade (mg/L)
Número de dados	164	183	161	113	164	183	171	46
Média	0,77	1,78	0,45	0,45	7,3	25,9	6,6	421
Mediana	0,85	1,77	0,44	0,43	4,0	26,0	6,5	382
Mínimo	0,24	1,27	0,03	0,03	0,2	22,5	5,6	173
Máximo	0,98	2,47	0,85	1,30	41,0	29,5	7,4	1144
Percentil 10%	0,50	1,46	0,23	0,14	0,7	24,0	6,2	260
Percentil 90%	0,96	2,14	0,71	0,77	18,9	28,0	6,9	612
Desvio Padrão	0,19	0,27	0,19	0,26	8,9	1,6	0,3	179
Coefficiente de variação	0,25	0,15	0,41	0,59	1,22	0,06	0,04	0,43

Nota: Para o cálculo do efeito integrado, considerou-se o fator de correção relativo ao oxigênio dissolvido de concentração de 1,5 mg/L no tanque de aeração.

Figura 6.56 Séries temporais da eficiência de nitrificação (%) e dos parâmetros de influência da taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes no tanque de aeração da ETE Betim Central



Na ETE Betim Central, a concentração de oxigênio dissolvido é sempre mantida entre 1 e 2 mg/L, medida continuamente por meio de oxímetros, e o fornecimento de ar varia automaticamente em função dos valores medidos e da faixa de operação. Desta forma, considerou-se que a eventual limitação da nitrificação pelo OD seria aproximadamente constante ao longo do tempo. E, para estimar a influência desse parâmetro no processo de transformação da amônia em nitrato foi utilizada a Equação 3.11. Foi obtido um fator de correção igual a 0,68, adotando-se uma concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração de 1,5 mg/L (intermediário entre a faixa de operação) e o coeficiente K_o igual a 0,7 (item 3.3.1.4). Assim, mesmo para um valor mais alto de oxigênio dissolvido no tanque de aeração tem-se que esse parâmetro reduz 32% da taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes.

A taxa de crescimento das bactérias nitrificantes também pode ser influenciada por constituintes tóxicos. Como não há o monitoramento desses constituintes na ETE Betim Central, eles não foram considerados nesse estudo.

Como não há medição da concentração de nitrogênio amoniacal no interior do tanque de aeração, foi utilizada a concentração efluente de nitrogênio amoniacal. Além disso, no presente estudo, foi adotado para K_N o valor de 0,7 mg/L (item 3.3.1.1). Pela Figura 6.56 e pela Tabela 6.16, observa-se que a concentração de nitrogênio amoniacal efluente teve alguma influência no processo de nitrificação, com o fator de correção médio próximo de 0,77, ou seja, provocou uma redução de 23% na taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes. Pela cinética de Monod, poder-se-ia esperar que maiores eficiências de nitrificação estivessem relacionadas a maiores valores de concentração de nitrogênio amoniacal efluente, uma vez que este é potencialmente um fator limitante. Porém, o que se observa nos gráficos é que maiores eficiências de nitrificação estão relacionadas a menores concentrações de nitrogênio amoniacal efluente. Isso é explicado pela influência da eficiência no fator de correção, ou seja, quando a eficiência de nitrificação é elevada, ocorre um grande consumo de amônia, reduzindo a disponibilidade desse parâmetro, que poderia então passar a ser um fator limitante do processo. Por outro lado, quando a eficiência de nitrificação é baixa, existe maior disponibilidade de amônia no tanque de aeração, não sendo esta, portanto, um fator limitante da nitrificação.

No caso da temperatura, o fator de correção foi obtido considerando $\theta = 1,10$ (item 3.3.1.2). Pela Tabela 6.16, tem-se que o fator de correção médio da temperatura foi igual a 1,78, indicando uma grande influência positiva desse parâmetro no processo de nitrificação, reforçando o resultado do estudo realizado por Coskuner e Jassim (2008). Apesar de o sistema operar com elevadas idades do lodo, esse fator influenciou bastante a nitrificação, contrariando o encontrado por Komorowska-Kaufman, Majcherek e Klaczyn (2006). Observa-se, pelo gráfico da Figura 6.56, que a elevação da temperatura coincidiu com alguns aumentos da eficiência, mas também com alguns decréscimos da eficiência de nitrificação. Esta oscilação é um indicativo da interação simultânea de outros fatores de influência. Durante o período de estudo, a temperatura variou entre 23°C e 29°C, estando acima do valor de temperatura de 15°C, indicado pela literatura (KOMOROWSKA-KAUFMAN; MAJCHEREK; KLACZYN, 2006) para uma adequada nitrificação.

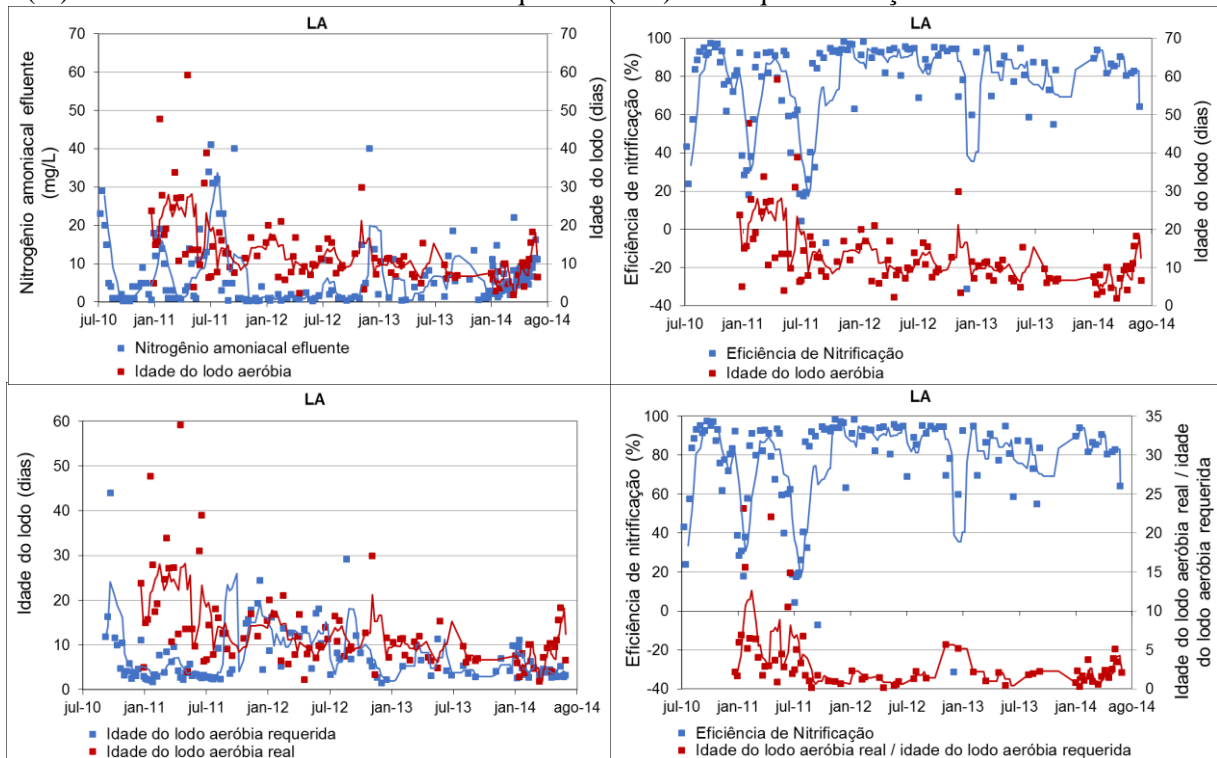
O parâmetro químico pH influenciou de forma negativa a nitrificação, com fator de correção médio de 0,45, ou seja, provocou uma redução de 55% na taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes. Isso pode ser explicado porque o pH esteve predominantemente abaixo do valor indicado pela literatura (7,2). No gráfico da Figura 6.56, é possível observar que maiores valores de eficiência de nitrificação estão associados à diminuição do pH. É importante lembrar que o processo de nitrificação provoca a redução do pH e os baixos valores desse indicam uma baixa capacidade tampão do ambiente. Esse resultado é reforçado pelo gráfico de alcalinidade, cuja série temporal, como esperado, comporta-se de forma espelhada à série da eficiência de nitrificação. Isso porque o processo de nitrificação reduz o pH do meio e esse consome a alcalinidade ali presente. Em cerca de 25% do período de monitoramento a alcalinidade foi inferior a 35 mg/L, valor indicado por van Haandel e Marais (1999) para manter um pH de 7. Assim, podem ser tomadas medidas com vistas a controlar o pH no tanque de aeração e uma delas seria favorecer o processo de desnitrificação, que gera economia de alcalinidade, elevando o pH.

O fator de correção pelo efeito integrado foi obtido por meio da multiplicação dos fatores de correção individuais temperatura, pH, nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido. De acordo com a Tabela 6.16, o valor médio do fator de correção do efeito integrado foi de 0,45. Dessa forma, conclui-se que o efeito integrado dos fatores ambientais intervenientes na nitrificação causou um decréscimo de 55% na taxa de crescimento específica máxima, a 20°C, das bactérias nitrificantes. Poder-se-ia esperar que maiores eficiências de nitrificação estivessem relacionadas a maiores valores dos fatores de correção da nitrificação. Porém, pelo gráfico da Figura 6.56, tem-se que esses parâmetros se comportam de forma espelhada. Isso é explicado porque maiores eficiências de nitrificação implicam numa menor disponibilidade de nitrogênio amoniacal e na redução do pH do meio, fatores estes que conduzem a uma redução do fator de correção.

A idade do lodo também pode influenciar o processo de nitrificação, tendo em vista que as bactérias nitrificantes necessitam de um tempo maior para o seu crescimento, e sistemas com baixa idade do lodo podem prejudicar o seu desenvolvimento. A Figura 6.57 apresenta as séries temporais da idade do lodo aeróbia (idade do lodo na zona de aeração) e da eficiência de nitrificação, bem como a idade do lodo requerida para a remoção da amônia no tanque de aeração. A idade do lodo requerida é o inverso da taxa de crescimento das bactérias nitrificantes. Nesse trabalho, adotou-se como taxa máxima de crescimento específica das

bactérias a 20°C o valor de 0,5 d⁻¹ (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), tendo em vista se tratar de esgoto predominantemente doméstico, e essa taxa foi corrigida de acordo com o fator de correção obtido e apresentado anteriormente para as condições ambientais presentes na ETE Betim Central. Vale lembrar que não foi considerado o fator substâncias tóxicas. Se esse parâmetro fosse considerado, provavelmente a idade do lodo requerida seria maior.

Figura 6.57 Séries temporais do nitrogênio amoniacal efluente (mg/L), da eficiência de nitrificação (%) e das idades do lodo aeróbia real e requerida (dias) no tanque de aeração da ETE Betim Central



Esperava-se que maiores idades do lodo implicariam maiores eficiências de nitrificação e, por conseguinte, menores concentrações de nitrogênio amoniacal efluente. Porém, pelos gráficos da Figura 6.57, não foi possível observar claramente essas relações. Além disso, mesmo para elevadas idades do lodo e relações idade do lodo aeróbia real / idade do lodo aeróbia requerida acima de 1, tem-se uma nitrificação menor, resultado dos outros fatores intervenientes no processo.

Apesar de não ter sido considerada a toxicidade do meio, pela Figura 6.57, tem-se que na maior parte do período de monitoramento a idade do lodo da ETE Betim Central foi maior que a idade do lodo requerida para a nitrificação, indicando que esse parâmetro pouco influenciou esse processo.

A operação da ETE Betim Central permitiu o atendimento à NBR 12.209 em mais de 50% do período de monitoramento, com idade do lodo aeróbia real no tanque de aeração maior que 8 dias (temperatura no tanque de aeração igual a 20°C), possibilitando, assim, o crescimento das bactérias nitrificantes. Além disso, em mais de 90% do período de estudo a relação A/M foi menor que 0,20 kg DBO aplicado/kg SSVTA.d, estando de acordo com o indicado pela ABNT para o processo de nitrificação em efluente de reator anaeróbio.

6.5.2 Desnitrificação

A ETE Betim Central, apesar de apresentar seletores que podem ser operados como zonas anóxicas, não foi projetada com a recirculação interna dos nitratos da zona aeróbia, de forma a aumentar a desnitrificação. Assim, quando ocorre a desnitrificação nessa estação, ela se dá principalmente nos decantadores secundários, onde não há fornecimento de oxigênio e existe uma maior concentração de nitrato proveniente da nitrificação ocorrida no tanque de aeração, e/ou em zonas anóxicas dentro do próprio tanque de aeração (geralmente no interior dos flocos ou nos seletores).

Para avaliar o processo de desnitrificação na ETE Betim Central, foi calculada a eficiência de desnitrificação que é dada pela Equação 6.2:

$$\text{Eficiência de desnitrificação} = 1 - \frac{(N_{\text{nitrito}} + N_{\text{nitrato}})}{(NTK_{\text{afluente}} - NTK_{\text{efluente}})} \quad (6.2)$$

Onde:

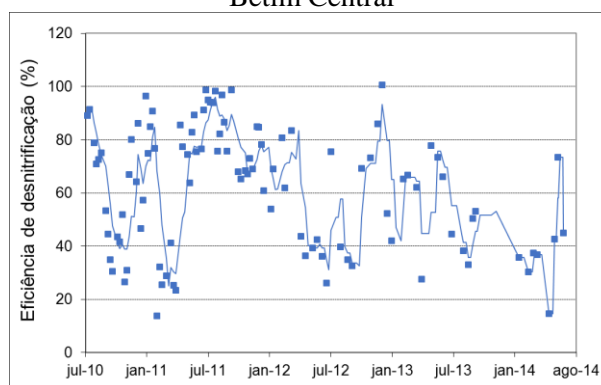
- N_{nitrito} = concentração de nitrito efluente (mg/L);
- N_{nitrato} = concentração de nitrato efluente (mg/L);
- NTK = concentração de nitrogênio total Kjeldahl (mg/L).

A Tabela 6.17 apresenta a estatística descritiva da eficiência de desnitrificação na etapa de lodo ativado, enquanto a Figura 6.58 mostra a série temporal desse parâmetro ao longo do período de estudo.

Tabela 6.17 Estatísticas descritivas referentes à eficiência de desnitrificação na etapa de lodo ativado da ETE Betim Central

Estatística	NTK afluente	NTK efluente	Nitrito	Nitrato	Desnitrificação
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	%
Número de dados	115	163	118	117	103
Média	37	9	0,8	10	62
Mediana	38	6	0,2	9	67
Mínimo	18	0	0,0	0	14
Máximo	69	45	6,2	35	99
Percentil 10%	23	2	0,0	0	31
Percentil 90%	47	21	3,4	17	90
Desvio Padrão	10	9	1,4	9	23
Coefficiente de variação	0,26	0,99	1,64	0,83	0,37

Figura 6.58 Série temporal da eficiência de desnitrificação (%) na etapa de lodo ativado da ETE Betim Central



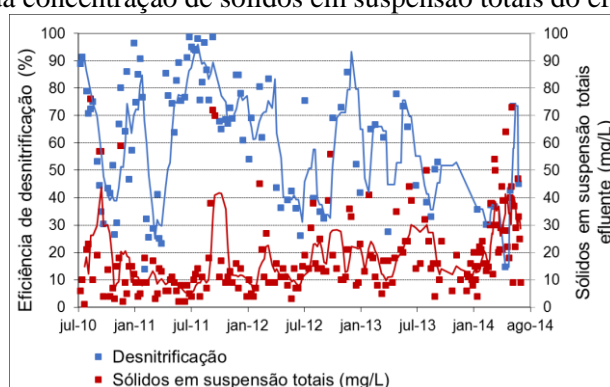
Assim como o encontrado por Cao e Ang (2009), a desnitrificação na ETE Betim Central ocorreu de forma modesta, porém, superou as expectativas considerando o projeto (30%). Pela Tabela 6.17, tem-se que a eficiência média de desnitrificação foi de 62%, apresentando como mediana 67%. Esses resultados estão dentro da faixa encontrada por Huang *et al.* (2007), que obtiveram, para eficiência de desnitrificação, valores variando de 54% a 77%. Apesar de não operar com a recirculação do efluente nitrificado, a eficiência de desnitrificação da ETE Betim Central também está de acordo com o resultado de Garuti, Dohanyos e Tilche (1992) (63,5%), indicando que esse processo provavelmente ocorreu na unidade de decantação, no interior dos flocos presentes no tanque de aeração ou nos compartimentos anóxicos dos seletores. No entanto, o gráfico da Figura 6.58 indica também que o processo de desnitrificação foi bastante variável ao longo do período de monitoramento.

Não é possível dizer com certeza onde o processo de desnitrificação ocorreu, se no tanque de aeração (dentro dos flocos ou na região dos seletores) ou na unidade de decantação secundária. Porém, considerando que a concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração da ETE Betim Central (1 a 2 mg/L) é mantida em valores mais elevados do que os

indicados pela literatura para a desnitrificação simultânea (0,3 a 0,8 mg/L) no tanque de aeração, e que a presença de elevada idade do lodo no sistema possivelmente gera um floco menor, provavelmente esse processo está ocorrendo no decantador secundário e nas câmaras seletoras, que operaram em condições anóxicas em todo o período de monitoramento. Apesar de não haver a recirculação interna do efluente para a desnitrificação, existe a recirculação do lodo do fundo do decantador, que contém algum nitrato, possibilitando, assim, a desnitrificação nos seletores.

Conforme dito anteriormente, o processo de desnitrificação pode estar ocorrendo na unidade de decantação secundária e influenciando a qualidade do efluente quanto à concentração de sólidos em suspensão totais, já que o nitrogênio gasoso, gerado nessa unidade, pode causar o arraste de sólidos, implicando em sua perda no efluente final. Isso pode ser constatado pela Figura 6.59, na qual se observa que, em muitos momentos do período de monitoramento, maiores eficiências de desnitrificação estiveram relacionadas a valores mais elevados de concentração de sólidos em suspensão totais no efluente tratado, com destaque para novembro de 2011, outubro de 2012 e junho de 2013. Porém, é importante lembrar que o parâmetro sólidos em suspensão totais não violou a legislação ambiental para o estado de Minas Gerais em nenhum momento do período de estudo. Assim, intervenções para uma adequada desnitrificação na ETE Betim Central justificam-se principalmente pela economia de oxigênio e de alcalinidade no sistema, tendo em vista que, durante o período de monitoramento, esse último apresentou alguns baixos valores, prejudicando o processo de nitrificação.

Figura 6.59 Séries temporais da eficiência de desnitrificação (%) na etapa de lodo ativado da ETE Betim Central e da concentração de sólidos em suspensão totais do efluente final (mg/L)



6.6 Avaliação da fase sólida

Nesse item foi avaliada a gestão do lodo na ETE Betim Central, principalmente no que diz respeito ao lodo secundário aeróbio e anaeróbio, nas etapas de digestão e desidratação. Apesar de a ETE Betim Central contar com a unidade de secador térmico, ela não foi avaliada no presente estudo por não haver dados suficientes para a análise, considerando o período de monitoramento adotado (julho de 2010 a julho de 2014).

6.6.1 Características gerais do lodo nas diversas etapas da fase sólida

A Tabela 6.18 apresenta a estatística descritiva das características do lodo nas diversas etapas da fase sólida, constituintes da ETE Betim Central, enquanto que as Figuras 6.60 e 6.61 apresentam os gráficos com as séries temporais e com o box-plot das concentrações de sólidos totais e da relação STV/ST, respectivamente.

Tabela 6.18 Estatísticas descritivas referentes às características do lodo nas diversas etapas da fase sólida da ETE Betim Central

Parâmetro	Estatística	Lodo aeróbio excedente	Lodo aeróbio digerido	Lodo anaeróbio digerido	Lodo total digerido	Lodo desidratado
ST (%)	Número de dados	48	40	40	43	43
	Média	1,15	3,50	3,75	3,61	23,47
	Mediana	0,96	3,42	3,74	3,46	23,51
	Mínimo	0,48	2,08	2,83	2,64	18,83
	Máximo	2,71	4,92	5,30	5,08	27,69
	Percentil 10%	0,66	2,72	2,98	2,97	21,07
	Percentil 90%	1,85	4,48	4,53	4,36	25,57
	Desvio Padrão	0,50	0,72	0,61	0,59	1,91
	Coeficiente de variação	0,44	0,20	0,16	0,16	0,08
STV (%)	Número de dados	39	-	-	33	29
	Média	0,72	-	-	1,63	12,36
	Mediana	0,66	-	-	1,65	12,79
	Mínimo	0,30	-	-	0,92	6,58
	Máximo	1,57	-	-	2,05	16,10
	Percentil 10%	0,41	-	-	1,31	10,83
	Percentil 90%	1,10	-	-	1,92	13,79
	Desvio Padrão	0,28	-	-	0,26	1,83
	Coeficiente de variação	0,39	-	-	0,16	0,15
STV/ST	Número de dados	39	-	-	32	28
	Média	0,64	-	-	0,46	0,51
	Mediana	0,66	-	-	0,44	0,50
	Mínimo	0,46	-	-	0,27	0,34
	Máximo	0,77	-	-	0,63	0,63
	Percentil 10%	0,56	-	-	0,36	0,45
	Percentil 90%	0,71	-	-	0,59	0,59
	Desvio Padrão	0,07	-	-	0,09	0,06
	Coeficiente de variação	0,10	-	-	0,20	0,12

Figura 6.60 Série temporal e box-plot das concentrações de sólidos totais nas diversas etapas da fase sólida da ETE Betim Central (médias mensais)

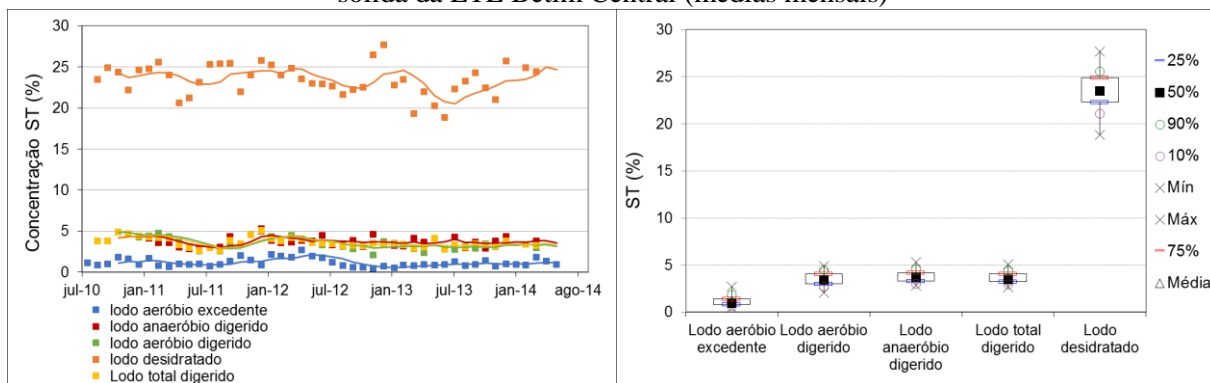
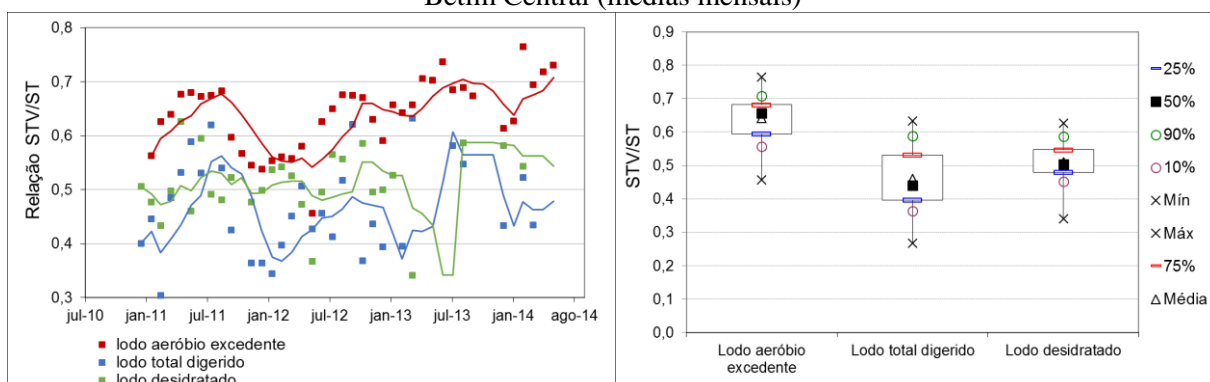


Figura 6.61 Série temporal e box-plot da relação STV/ST nas diversas etapas da fase sólida da ETE Betim Central (médias mensais)



Na Tabela 6.18, todos os dados se referem às análises realizadas nos laboratórios da ETE Arrudas e também da ETE Betim Central. Apesar de as análises no laboratório da ETE Betim Central serem diárias, para a fase sólida considerou-se o período mensal a partir da soma das medições diárias de vazão e da carga, e foi obtida a média diária de cada mês. Para o lodo total digerido, a concentração de sólidos totais foi obtida por meio da média ponderada dos lodos aeróbio e anaeróbio digeridos, enquanto que a concentração de sólidos voláteis se refere às medições realizadas no poço de lodo, onde o lodo anaeróbio digerido e o lodo aeróbio digerido são aeróbios misturados. O lodo desse poço recebe a dosagem de polímero e é encaminhado à centrífuga para o desaguamento.

Observa-se que a concentração de sólidos totais no lodo secundário da etapa de lodo ativado (lodo aeróbio excedente) esteve acima da faixa indicada pela literatura (0,6 a 1,0%) em mais de 25% do período de monitoramento, resultado de uma adequada sedimentabilidade do lodo no decantador secundário, bem como da elevada concentração de SSTA observada nos tanques de aeração. A concentração de sólidos no lodo excedente é igual à do lodo recirculado

e depende também da razão de recirculação, como pode ser visto na Equação 6.3, para condições estacionárias (VON SPERLING, 2012):

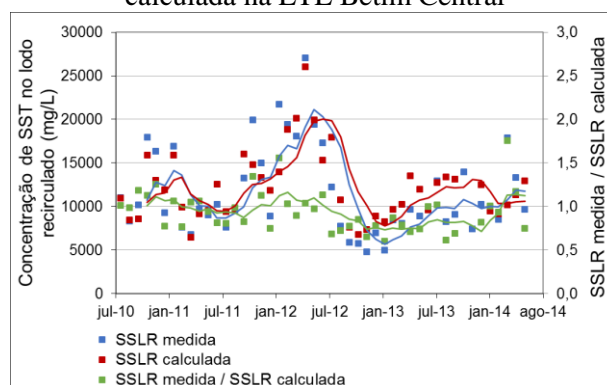
$$SSLR = \frac{(1 + R) \times SSTA}{R} \quad (6.3)$$

em que,

- SSLR – concentração de sólidos em suspensão no lodo recirculado;
- SSTA - concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração;
- R – razão de recirculação.

Na ETE Betim Central a razão de recirculação utilizada na operação foi de 0,8. O gráfico da Figura 6.62 apresenta os valores de SSLR medidos e os calculados pela Equação 6.3. Observa-se que os valores de concentrações de sólidos em suspensão no lodo recirculado medidos e calculados ficaram bem parecidos e que a relação SSLR medida / RRLR calculada foi próxima de 1, como era de se esperar.

Figura 6.62 Séries temporais de SSLR medida e calculada (mg/L) e da relação SSLR medida / calculada na ETE Betim Central



Tanto o lodo excedente do reator UASB tratando esgoto como o lodo aeróbio digerido no reator UASB funcionando como biodigestor também apresentaram valores médios e medianos dentro da faixa indicada pela literatura, de 3 a 6%. Esses resultados indicam uma adequada operação da etapa de estabilização do lodo.

A concentração de sólidos no lodo desidratado variou de 21,1 a 25,6% (percentis 10 e 90%), tendo como média 23,5%. Apesar de se apresentar, na maior parte do período de monitoramento, abaixo dos valores apontados por Jordão e Pessôa (2014), que indicam que a

desidratação por centrífuga gera uma torta seca em torno de 25 a 35% de sólidos, ou seja, 65 a 75% de umidade, a concentração de sólidos no lodo desidratado se encontrou na faixa indicada pela NBR 12.209 (teor de sólidos no lodo desaguado de 18 a 30%).

Vale ressaltar ainda que, na ETE Betim Central, a dosagem do polímero é feita de forma manual e a grande variação da concentração de sólidos totais dificulta esse processo. Além disso, o desempenho da centrífuga é controlado em função da concentração de sólidos no clarificado (centrado) e não da carga desse material.

Como esperado, a relação STV/ST é maior no lodo aeróbio excedente quando comparado com o lodo digerido ou desidratado. Isso indica que o processo de estabilização do lodo foi adequado, reduzindo a quantidade de sólidos voláteis por meio da digestão anaeróbia.

Apesar de a ETE Betim Central ter sido projetada como lodo ativado convencional, a relação STV/ST mediana esteve na faixa da literatura para lodo ativado de aeração prolongada (relação STV/ST variando de 0,65 a 0,70), apresentando um lodo mais digerido do que o estimado em projeto. Isso ocorreu em função da elevada idade do lodo do sistema (ou baixa relação A/M), resultado de uma carga orgânica afluyente à ETE menor do que a projetada.

Pelos gráficos da Figura 6.61, tem-se que os valores de STV/ST do lodo digerido e do lodo desidratado, conforme esperado, foram semelhantes e estiveram abaixo dos valores obtidos para o lodo aeróbio excedente, indicando uma adequada estabilização do lodo aeróbio pelo processo de digestão anaeróbia.

6.6.2 Digestão anaeróbia do lodo aeróbio

Apesar de o projeto da ETE Betim Central considerar a estabilização do lodo excedente aeróbio por meio da recirculação no reator UASB, os responsáveis pela operação da ETE afirmaram que essa manobra resultou em perda de sólidos no início de operação da ETE. Assim, a operação optou por estabilizar esse lodo em unidades de reator UASB que passaram a funcionar como biodigestores, recebendo apenas o lodo do decantador secundário.

Em estudo realizado por Gonçalves (2015) chegou-se à conclusão de que a perda excessiva de sólidos juntamente com o efluente dos reatores pode ser evitada com o estabelecimento de um adequado gerenciamento para o retorno de lodo secundário e para os descartes de lodo

excedente dos reatores UASB. O autor sugere que a concentração de lodo na parte superior do compartimento de digestão não deve ultrapassar 1,0%.

Assim, considerando os resultados obtidos por esse autor, deve-se avaliar a adequação da operação da fase sólida na ETE Betim Central, com redução da concentração de sólidos no compartimento de digestão, proporcionando condições adequadas à recirculação do lodo aeróbio nos reatores UASB sem prejudicar a qualidade do efluente. Isso permitiria uma simplificação na operação da fase sólida da estação e evitaria a necessidade de biodigestores para a estabilização do lodo aeróbio.

Nesse item foi avaliado o desempenho dos reatores UASB que funcionaram como digestores anaeróbios do lodo aeróbio excedente. Dessa forma, foram verificados os parâmetros operacionais que podem influenciar a digestão anaeróbia do lodo aeróbio. Não foi avaliada a remoção de sólidos voláteis no biodigestor por falta de dados referentes à parcela volátil. A Tabela 6.19 apresenta a estatística descritiva desses parâmetros, cujos gráficos de séries temporais e box-plot podem ser visualizados na Figuras 6.63.

Tabela 6.19 Estatísticas descritivas dos parâmetros operacionais da etapa de digestão anaeróbia do lodo aeróbio da ETE Betim Central

Estatística	Tempo de detenção (d)	Carga volumétrica de sólidos voláteis (kg SV/m ³ .d)	Carga volumétrica de sólidos totais (kg ST/m ³ .d)	Eficiência de redução de sólidos totais (%)	Acidez volátil (mg/L)	Alcalinidade total (mg/L)	Relação acidez/alca- lidade	pH
Número de dados	46	39	46	40	45	45	45	45
Média	28	0,59	0,85	-99	86	646	0,14	6,60
Mediana	17	0,42	0,53	-53	90	660	0,14	6,60
Mínimo	4	0,07	0,09	-554	10	162	0,02	6,25
Máximo	115	4,35	7,49	80	183	1120	0,28	7,00
Percentil 10%	8	0,16	0,15	-343	43	314	0,09	6,41
Percentil 90%	70	0,93	1,50	63	129	890	0,21	6,76
Desvio Padrão	27	0,72	1,17	167	36	227	0,05	0,15
Coefficiente de variação	0,98	1,23	1,37	-1,69	0,42	0,35	0,38	0,02

Figura 6.63 Gráficos de série temporal e box-plot dos parâmetros operacionais da etapa de digestão do lodo da ETE Betim Central

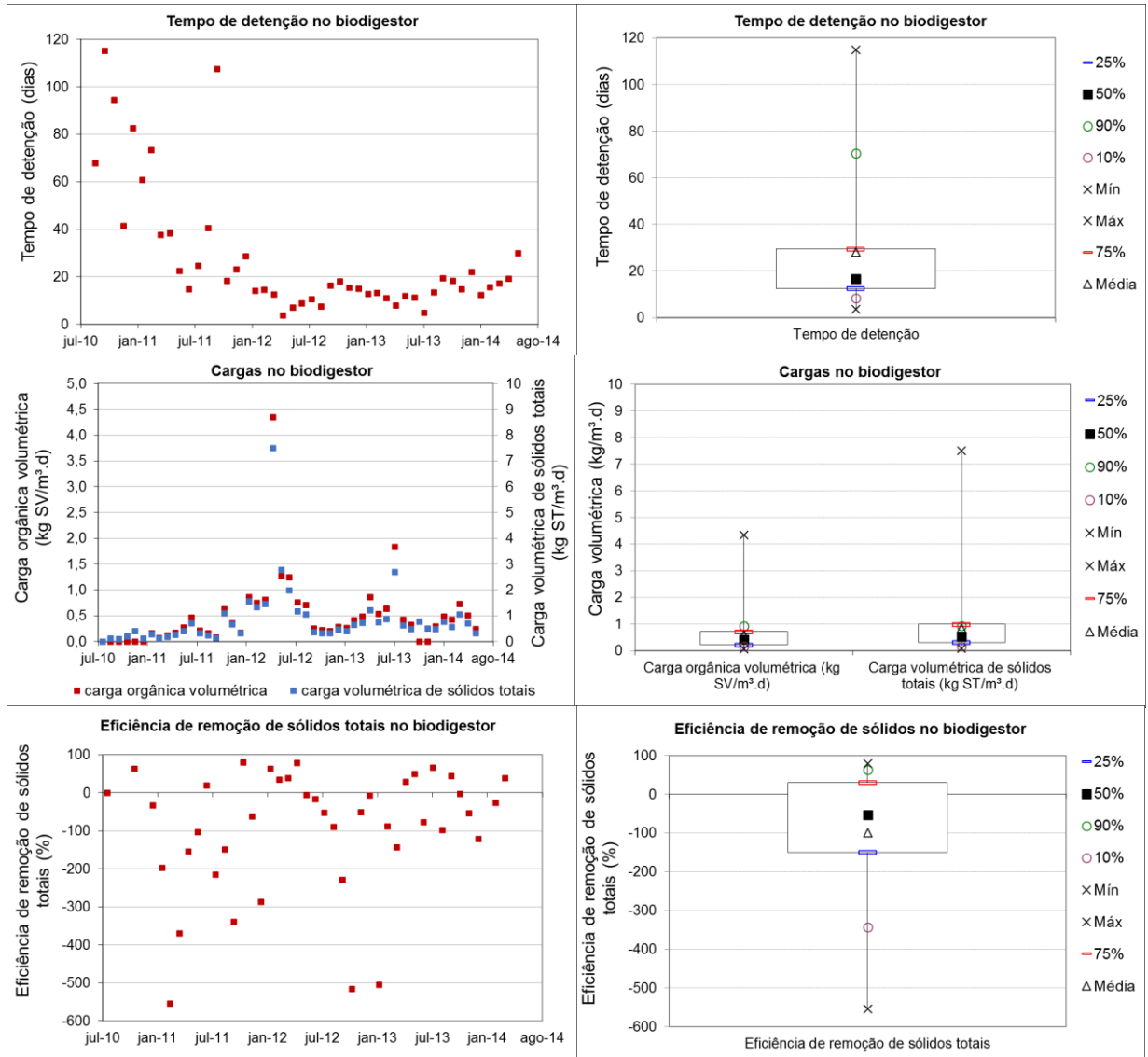
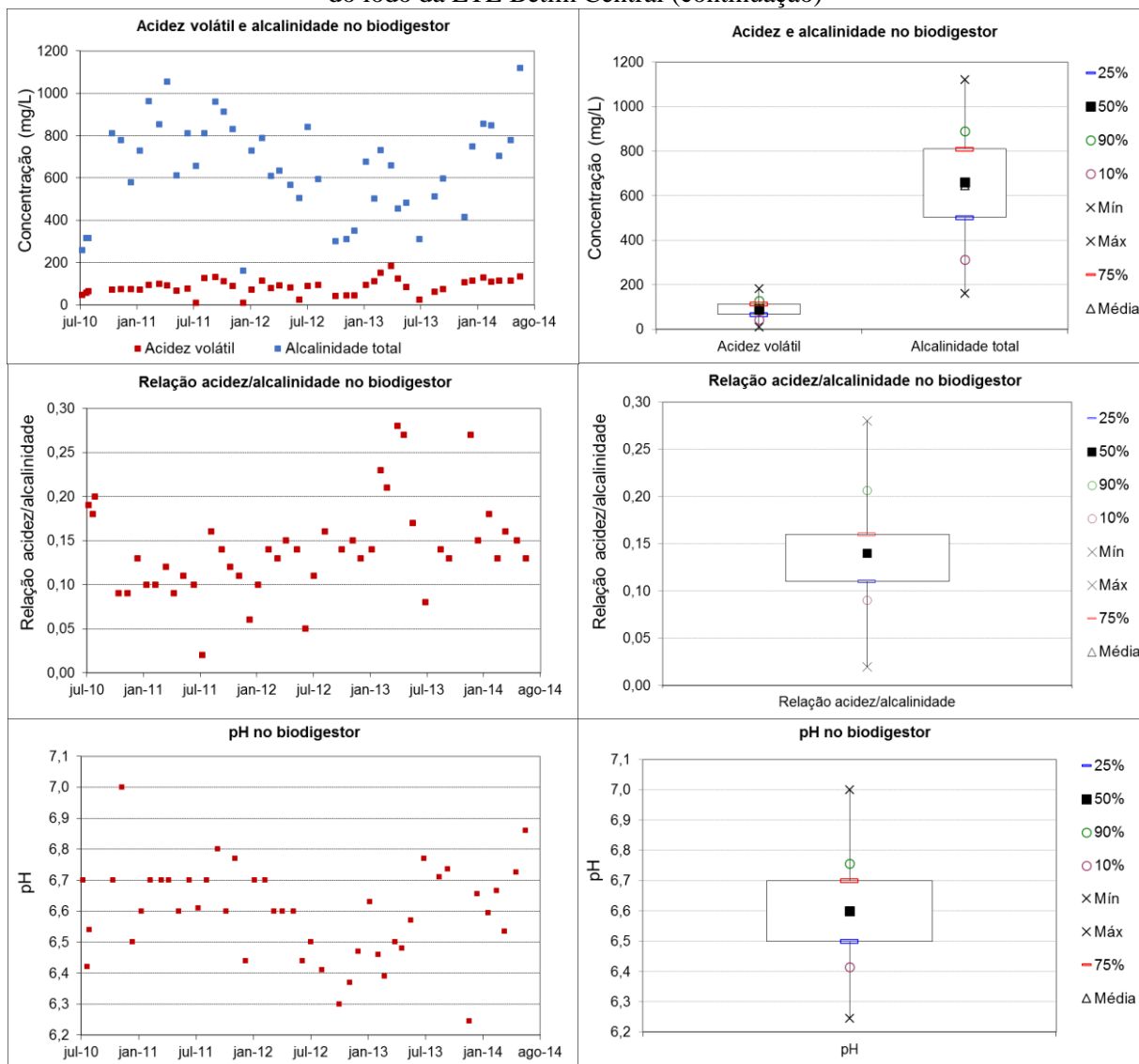


Figura 6.63 Gráficos de série temporal e box-plot dos parâmetros operacionais da etapa de digestão do lodo da ETE Betim Central (continuação)



Observa-se pela Figura 6.63 e pela Tabela 6.19 que o tempo de detenção no biodigestor teve grande variação e se encontrou, na maior parte do período de monitoramento, fora da faixa indicada pela literatura, de 18 a 25 dias. No início de operação, quando a carga orgânica era menor, a produção de lodo aeróbio também era menor, resultando num maior tempo de detenção no biodigestor. Baixos valores de tempo de detenção foram encontrados, com destaque para o primeiro semestre de 2012, quando a concentração de sólidos no tanque de aeração foi mais elevada.

Na ETE Betim Central, o biodigestor operou com baixas cargas volumétricas de sólidos, apresentando, predominantemente, valores abaixo do indicado pela literatura, que indica uma faixa de 0,8 a 1,6 kg SV/m³.d e 1,0 a 2,0 kg ST/m³.d. Assim, na maior parte do período de

monitoramento o biodigestor operou em condições de subcarga. Os valores de cargas mais elevados foram obtidos no primeiro semestre de 2012, como resultado de uma maior concentração de sólidos no tanque de aeração.

Os resultados obtidos para a eficiência de remoção de sólidos totais no lodo excedente aeróbio da ETE Betim Central parecem não ser confiáveis, tendo em vista que indicam um cenário de remoção negativa de sólidos, contrariando os demais resultados apresentados acima, quando condições de subcarga foram obtidas, e também os resultados de relação de STV/ST no lodo digerido. Assim, entende-se que esse resultado contraditório é fruto da dificuldade da medição e registro dos diversos parâmetros da fase sólida na ETE Betim Central.

Os valores de pH e de alcalinidade total no biodigestor estiveram predominantemente abaixo das faixas indicadas pela literatura, de 7,0 a 7,2 para o pH e de 4.000 a 5.000 mg/L para a alcalinidade. No entanto, a acidez volátil atendeu ao indicado pela literatura (valores menores que 200 mg/L) em todo o período de monitoramento. Esses resultados indicam que, apesar de os valores de pH e alcalinidade estarem fora da faixa para uma adequada operação do biodigestor, a acidificação do digestor não ocorreu. Além disso, a relação acidez/alcalinidade também atendeu ao indicado pela literatura, sugerindo que a alcalinidade presente no digestor é capaz de manter as condições adequadas à operação.

6.6.3 Desidratação do lodo

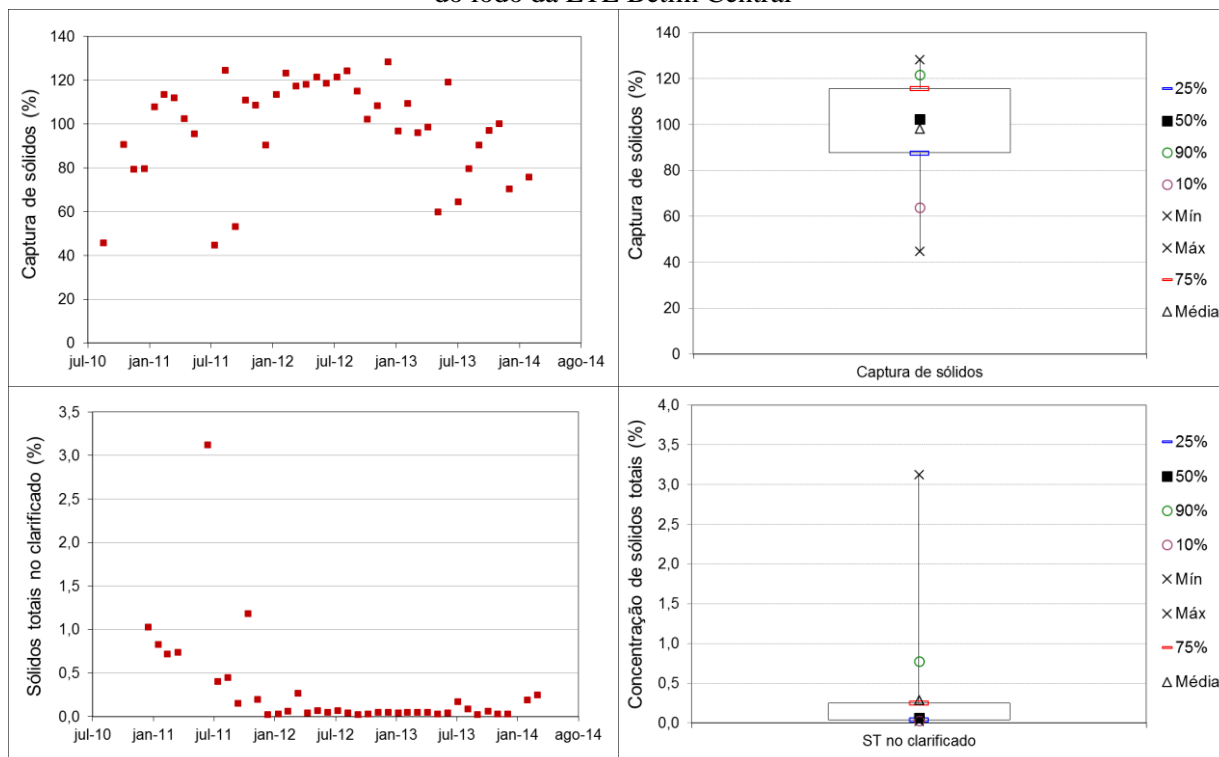
Na ETE Betim Central a desidratação do lodo é feita de forma mecanizada, por meio de centrífugas. A dosagem de polímero é controlada manualmente e depende da concentração de sólidos no lodo. O desempenho da centrífuga é monitorado principalmente pela quantidade de sólidos presentes no clarificado. Assim, elevadas concentrações de sólidos no clarificado indicam um mal desempenho da centrífuga, ocasionando a perda de sólidos e exigindo alguma intervenção na operação.

Dessa forma, para analisar o desempenho da etapa de desidratação na ETE Betim Central, foi avaliada a concentração de sólidos no clarificado. A Tabela 6.20 apresenta a estatística descritiva desse parâmetro cujos gráficos de série temporal e box-plot podem ser visualizados na Figura 6.64.

Tabela 6.20 Estatísticas descritivas dos parâmetros de controle da etapa de desidratação do lodo da ETE Betim Central

Estatística	Concentração de ST no lodo desidratado (%)	Concentração de ST no clarificado (%)
Número de dados	43	37
Média	23,47	0,29
Mediana	23,51	0,06
Mínimo	18,83	0,02
Máximo	27,69	3,12
Percentil 10%	21,07	0,03
Percentil 90%	25,57	0,78
Desvio Padrão	1,91	0,57
Coefficiente de variação	0,08	1,95

Figura 6.64 Gráficos de série temporal e box-plot dos parâmetros de controle da etapa de desidratação do lodo da ETE Betim Central



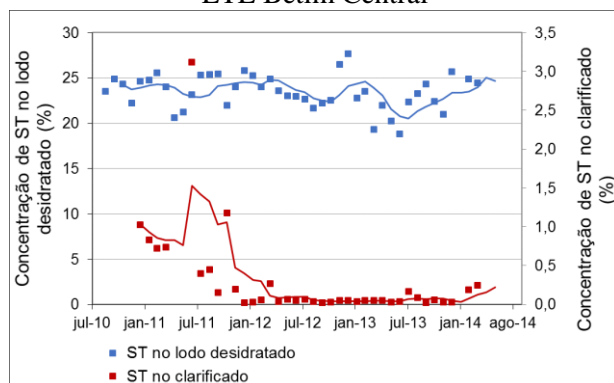
De acordo com a literatura, a captura de sólidos pela centrífuga é da ordem de 95 a 99%. Esse parâmetro foi calculado dividindo-se a carga de sólidos totais efluente da centrífuga pela a carga de sólidos totais afluente à essa unidade. Na ETE Betim Central, esse parâmetro foi bastante variável e apresentou valores acima de 100%, o que não era esperado. Isso pode ter ocorrido pela dificuldade de medição e registro da fase sólida, na ETE Betim Central.

No início da operação, a concentração de sólidos no clarificado apresentou elevados valores. Porém, na maior parte do período de estudo (75% do tempo), essa concentração foi menor que 0,25%. Além disso, a mediana foi de 0,06%, indicando uma adequada operação da centrífuga no que diz respeito à perda de sólidos. Apesar disso, ressalta-se a importância de se avaliar a carga de sólidos perdida no processo de desidratação e não apenas a concentração no clarificado.

A adequada operação da centrífuga também pode ser constatada pelo percentual de sólidos no lodo desidratado, cuja mediana (23,5%) ficou dentro da faixa indicada pela NBR 12.209, de 18 a 30% de teor de sólidos.

A Figura 6.65 apresenta as séries temporais das concentrações de sólidos totais no lodo desidratado e no clarificado da centrífuga. Esperava-se uma relação entre essas duas concentrações. No entanto, apenas no mês de junho de 2011 pôde-se relacionar um menor percentual de sólidos no lodo desidratado a uma maior concentração no clarificado. Esses resultados sugerem que a avaliação do desempenho da centrífuga deve ser realizado por meio da carga perdida no clarificado, ao invés de apenas considerar a concentração de sólidos totais.

Figura 6.65 Séries temporais das concentrações de sólidos no lodo desidratado e no clarificado da ETE Betim Central



7 CONCLUSÕES

O objetivo geral deste trabalho é a avaliação, em escala real, do desempenho de um sistema de tratamento de esgoto doméstico composto por reator UASB seguido por lodo ativado. O estudo da ETE Betim Central permitiu obter as seguintes conclusões:

- O sistema composto por reator UASB seguido por lodo ativado mostrou ser bastante efetivo para o tratamento de esgoto doméstico, no que diz respeito à remoção de matéria orgânica (DBO: 94% e DQO: 91%) e sólidos (Ssed: 95% e SST: 92%), sendo capaz de gerar um efluente de elevada qualidade e atender ao preconizado pela legislação ambiental do estado de Minas Gerais. Porém, apenas esse sistema não é indicado quando a remoção de coliformes é uma exigência, sendo necessária, portanto, a utilização de um pós-tratamento (desinfecção) com essa finalidade. O mesmo acontece para os parâmetros nitrogênio total e fosfato, que apresentaram pequenas eficiências de remoção (30% e 34%, respectivamente).
- O afluente à ETE Betim Central apresentou características de esgoto mais fraco, resultado de uma maior vazão de infiltração no sistema (justificada pela implantação do interceptor no leito do rio), bem como à provável intrusão de águas pluviais. Sofreu a influência da sazonalidade que ocorre no estado de Minas Gerais, para a maior parte dos parâmetros avaliados na fase líquida, apresentando menores concentrações no período chuvoso, quando a vazão de infiltração é maior.
- A baixa carga afluente à ETE Betim Central resultou em pequenos valores de SSVTA/SSTA e de A/M e numa idade do lodo mais elevada, permitindo que a mesma trabalhasse, em alguns momentos, como um sistema de lodo ativado de aeração prolongada e gerasse um lodo mais estabilizado. Os elevados valores de sólidos no tanque de aeração, principalmente no primeiro semestre de 2012, poderiam ter sido controlados por meio do aumento da vazão de lodo excedente. Porém, apesar de essas elevadas concentrações terem resultado num maior fluxo de sólidos ao decantador secundário, não foram observadas perdas na qualidade do efluente no que diz respeito à concentração de matéria orgânica. Apesar de apresentar elevadas idades do lodo, a ETE Betim Central apresentou um lodo de adequada sedimentabilidade, resultado da seleção de microrganismos pelas câmaras seletoras no início do tanque de aeração, evitando a presença de microrganismos filamentosos e de difícil sedimentação. A adequada sedimentabilidade do lodo contribuiu

para um efluente de melhor qualidade, sem perdas de material sólido, e para um lodo excedente com concentração de sólidos maior do que o indicado na literatura.

- Não houve uma clara correlação das condições operacionais na ETE Betim Central com a qualidade do efluente e o desempenho do processo, à exceção do parâmetro carga de DBO afluente ao tanque de aeração e da idade do lodo nessa unidade. Assim, mesmo sendo operada em diferentes condições de carga a estação foi capaz de produzir um efluente de boa qualidade no que diz respeito à remoção de matéria orgânica.
- A temperatura foi um dos fatores que mais influenciaram a nitrificação na etapa de lodo ativado e as condições de idade do lodo e relação A/M para a nitrificação foram atendidas em grande parte do período de monitoramento. A eficiência de desnitrificação foi baixa (62%) e bastante variável, o que já era de se esperar, tendo em vista que essa ETE não foi projetada com a finalidade de remover nitrogênio. Elevadas eficiências de desnitrificação estiveram relacionadas a perdas de sólidos em suspensão no efluente final, indicando que esse processo ocorreu também na unidade de decantação secundária, provocando o arraste de sólidos. Apesar disso, o atendimento à legislação com relação a esse parâmetro ocorreu em todo o período de monitoramento.
- Os biodigestores do lodo aeróbio excedente operaram predominantemente em condições de subcarga. Apesar de apresentarem valores mais baixos de pH e alcalinidade, a acidez volátil se encontrou na faixa indicada pela literatura, indicando que não ocorreu a acidificação desses. O processo de desidratação do lodo na ETE Betim Central ocorreu de forma adequada, resultando num lodo com concentração de sólidos secos acima de 18% em todo o período de monitoramento. Esse adequado desempenho da centrífuga é constatado também pela baixa concentração de sólidos no clarificado (0,29%). Ressalta-se, porém, a importância de se adotar a carga de sólidos no clarificado e não apenas a concentração para o adequado controle operacional da centrífuga.

8 RECOMENDAÇÕES

- Padronizar as planilhas de monitoramento de forma a possibilitar a compreensão de todos os possíveis usuários. As unidades de concentrações e vazões devem ser apresentadas na planilha, com o intuito de não gerar dúvidas quanto a essa informação.
- Avaliar possibilidade de receber esgoto de fossas sépticas com o intuito de elevar a carga afluente à ETE e permitir que a mesma trabalhe no regime de lodo ativado convencional, conforme foi planejada.
- Avaliar a possibilidade de reduzir, de forma cuidadosa e controlada, a concentração de oxigênio no tanque de aeração de modo a possibilitar o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea, além de proporcionar economia com energia no sistema.
- Efetuar maiores estudos, em escala real, quanto à recirculação do lodo no UASB, permitindo a exclusão de mais uma unidade do sistema (biodigestor), facilitando a operação da ETE.
- Realizar a medição da vazão do clarificado da centrífuga, de modo a avaliar a carga de sólidos perdida e não apenas a concentração de sólidos totais.
- Avaliar a possibilidade de utilização do lodo desidratado e seco da ETE Betim Central, que não seja a disposição em aterro sanitário, agregando valor a esse subproduto do tratamento.

REFERÊNCIAS

- AKÇA, L.; KINACI, C.; KARPUZCU, M. A model for optimum design of activated-sludge plants. *Water Research*, v. 27, n. 9, p. 1461–1468, 1993.
- ALEM SOBRINHO, P. Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados. *Revista DAE nº 132*, p. 49 – 85, 1983.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington: APHA, 1998. 1v.
- ANTONIOU, P. *et al.* Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Research*, v. 24, n. 1, p. 97–101, 1990.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR - 12.209. *Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro, 2011. 53 p
- BISOONI, J. J.; LAWRENCE, A. Relationships between biological solids retention time and settling characteristics of activated sludge. *Water Research*, v. 5, p. 753–763, 1971.
- BRUCE, A. M. ET AL. A review of treatment process options to meet the EC Sludge Directive. *CIWEM*, v. 4, n. 1, p. 1–13, 1996.
- ÇAKICI, A.; BAYRAMOĞLU, M. An approach to controlling sludge age in the activated sludge process. *Water Research*, v. 29, n. 4, p. 1093–1097, 1995.
- CAO, Y. S.; ANG, C. M. Coupled UASB-activated sludge process for COD and nitrogen removals in municipal sewage treatment in warm climate. *Water Science and Technology*, v. 60, p. 2829–2839, 2009.
- CASTILLO, A.; CECCHI, F.; MATA-ALVAREZ, J. A combined anaerobic-aerobic system to treat domestic sewage in coastal areas. *Water Research*, v. 31, n. 12, p. 3057–3063, 1997.
- CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Environmental Science and Bio/Technology*, p. 1–31, 2015.
- CHERNICHARO, C. A. L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. volume 5. Reatores anaeróbios*. 2ª edição ed. Belo Horizonte, 2007. 380p.
- CHERNICHARO, C. A. L. Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 5, n. 1, p. 73–92, fev. 2006.
- CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* Anaerobic Sewage Treatment in Latin America. In: FANG, H.H., Zhang, T. In: *Anaerobic Biotechnology. Environmental Protection and Resource Recovery*. World Scientific, Imperial College Press, London, 2015.
- CHO, K. H. *et al.* Achieving enhanced nitrification in communities of nitrifying bacteria in full-scale wastewater treatment plants via optimal temperature and pH. *Separation and Purification Technology*, v. 132, p. 697–703, 2014.
- CHONG, S. *et al.* The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment - A State-of-the-art review. *Water Research*,

v. 46, n. 11, p. 3434–3470, jul. 2012.

CIESLIC, B.; NAMIESNIK, J.; KONIECZKA, P. Review of sewage sludge management : standards , regulations and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, v. 90, p. 1–15, 2015.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS – COPASA – MG. *Laudos de análises laboratoriais*. Sabará, MG: Laboratório da ETE Arrudas, 2010-2014.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS – COPASA – MG. *Laudos de análises laboratoriais*. Betim, MG: Laboratório da ETE Betim Central, 2010-2014.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS – COPASA – MG. *Manual de processo e operação da ETE Betim Central*. Belo Horizonte, Minas Gerais, 2010.128 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial da União*, Brasília, 16 mai. 2011.

COSKUNER, G.; JASSIM, M. S. Development of a correlation to study parameters affecting nitrification in a domestic wastewater treatment plant. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 83, p. 299–308, 2008.

DIEHL, S. The solids-flux theory -confirmation and extension by using partial differential equations. *Water research*, v. 42, n. 20, p. 4976–4988, 2008.

DINÇER, A. R.; KARGI, F. Effects of operating parameters on performances of nitrification and denitrification processes. *Bioprocess Engineering*, v. 23, n. 1, p. 75–80, 2000.

DIONISI, D. et al. Effect of Micropollutants (Organic Xenobiotics and Heavy Metals) on the Activated Sludge Process. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, v. 46, p. 6762–6769, 2007.

EPA, E. P. A. *Process design manual for nitrogen control* (T. Transfer, Ed.). Washington, D.C., 1975. 465p.

FAN, J. *et al.* Prediction of the effect of fine grit on the MLVSS/MLSS ratio of activated sludge. *Bioresource Technology*, v. 190, p. 51–56, 2015.

FUERHACKER, M. et al. Approach for a Novel Control Strategy for Simultaneous Nitrification / Denitrification in Activated Sludge Reactors. *Water research*, v. 34, n. 9, p. 2499–2506, 2000.

FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. Æ. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods — A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 12, p. 116–140, 2008.

GARUTI, G.; DOHANYOS, M.; TILCHE, A. Anaerobic-aerobic combined process for the treatment of sewage with nutrient removal: the ANANOX® Process. *Water Science and Technology*, v. 25, n. 7, p. 383–394, 1992.

GAVRILESCU, M. Engineering concerns and new developments in anaerobic waste-water treatment. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 3, n. 4, p. 346–362, 2002.

GONÇALVES, T. C. F. *Avaliação da prática de retorno de lodo secundário sobre o desempenho de reatores UASB em escala plena: estudo de caso da ETE Laboreaux - Itabira/MG*. 2015. 70f. Dissertação - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte,

2015.

GROENEWEG, J.; SELNER, B.; TAPPE, W. Ammonia oxidation in nitrosomonas at NH₃ concentrations near km: effects of pH and temperature. *Water Research*, v. 28, n. 12, p. 2561–2566, 1994.

HOLMAN, J. B.; WAREHAM, D. G. COD, ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification / denitrification process. *Biochemical Engineering Journal*, v. 22, p. 125–133, 2005.

HREIZ, R.; LATIFI, M. A.; ROCHE, N. Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. *Chemical Engineering Journal*, v. 281, p. 900–920, 2015.

HSIAU, P.-C.; LO, S.-L. Extractabilities of heavy metals in chemically-fixed sewage sludges. *Journal of Hazardous Materials*, v. 58, p. 73–82, 1998.

HUANG, J. S. *et al.* Effect of recycle-to-influent ratio on activities of nitrifiers and denitrifiers in a combined UASB-activated sludge reactor system. *Chemosphere*, v. 68, p. 382–388, 2007.

JASSBY, D.; XIAO, Y.; SCHULER, A. J. Biomass density and filament length synergistically affect activated sludge settling: systematic quantification and modeling. *Water research*, v. 48, p. 457–465, 2014.

JIMÉNEZ, E. *et al.* Effect of pH and nitrite concentration on nitrite oxidation rate. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 8741–8747, 2011.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 7^a edição ed. Rio de Janeiro, 2014. 1050p.

KASSAB, G. *et al.* Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater - a review. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 10, p. 3299–310, maio 2010.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Management*, v. 32, n. 6, p. 1186–1195, 2012.

KHAN, A. A. *et al.* Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, p. 1232–1251, 2011.

KHAN, A. A. *et al.* Performance assessment of different STPs based on UASB followed by aerobic post treatment systems. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, v. 12, n. 1, p. 43, 27 jan. 2014.

KIM, Y. M. *et al.* Influence of operational parameters on nitrogen removal efficiency and microbial communities in a full-scale activated sludge process. *Water Research*, v. 45, n. 17, p. 5785–5795, 2011.

KOMOROWSKA-KAUFMAN, M.; MAJCHEREK, H.; KLACZYN, E. Factors affecting the biological nitrogen removal from wastewater. *Process Biochemistry*, v. 41, n. 3, p. 1015–1021, 2006.

LEE, S.-E. *et al.* Evaluation of alternative sludge settleability indices. *Water Research*, v. 17, n. 10, p. 1421–1426, 1983.

LEITÃO, R. C. *et al.* The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. *Bioresource Technology*, v.

97, p. 1105–1118, 2006.

LEME, E. J. DE A. *Manual prático de tratamento de águas residuárias*. 2ª edição ed. São Carlos. 2014.

LETTINGA G. & HULSHOFF POL L. Anaerobic reactor technology: reactor and process design. In: International course on anaerobic treatment. Wageningen Agricultural University / IHE Delft. Wageningen, 17-28 Jul 1995. *Apud* CHERNICHARO, C. A. DE L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. volume 5. Reatores anaeróbios*. 2ª edição ed. Belo Horizonte, 2007. 380p.

LI, A.; LI, X.; YU, H. Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. *Process Biochemistry*, v. 46, n. 12, p. 2269 – 2276, 2011.

LI, B.; STENSTROM, M. K. Research advances and challenges in one-dimensional modeling of secondary settling Tanks – A critical review. *Water Research*, v. 65, p. 40–63, 2014.

MERGAERT, K.; VANDERHAEGEN, B.; VERSTRAETE, W.. Applicability and trends of anaerobic pre-treatment of municipal wastewater. *Water research*, v. 26, n. 8, p. 1025–1033, 1992.

MERTOGLU, B. *et al.* Monitoring of population shifts in an enriched nitrifying system under gradually increased cadmium loading. *Journal of Hazardous Materials*, v. 160, p. 495–501, 2008.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5ª edição ed. New York, USA, 2014.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n. 01, de 5 de maio de 2008. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais – CERH-MG, 2008.

MIKI, M. K.; ANDRIGUETI, E. J.; ALEM SOBRINHO, P. Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgoto. In: *Biossólidos na agricultura*. 1ª edição ed. Pinheiros, São Paulo, 2001. 468p.

MOHLMAN, F. W. (1934) The sludge index. *Sewage Wks J.* 6, 119-122. *Apud* LEE, S.-E. *et al.* *Evaluation of alternative sludge settleability indices*. *Water Research*, v. 17, n. 10, p. 1421–1426, 1983.

MUNGRAY, A. K.; MURTHY, Z. V. P. Post-treatment of up-flow anaerobic sludge blanket reactor effluents in activated sludge process-based system for anionic surfactants. *Water and Environment Journal*, v. 28, n. Cpcb 2001, p. 84–94, 2014.

MUNGRAY, A. K.; PATEL, K. Coliforms removal in two UASB + ASP based systems. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 65, n. 1, p. 23–28, jan. 2011.

NOVAK, J. T. .; PARK, C. Chemical conditioning of sludge. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 10, p. 73–40, 2004.

NOYOLA, A. *et al.* Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. *Clean – Soil, Air, Water*, v. 40, n. 9, p. 926–932, 2012.

PATZIGER, M. *et al.* Influence of secondary settling tank performance on suspended solids

- mass balance in activated sludge systems. *Water Research*, v. 46, n. 7, p. 2415–2424, 2012.
- PENG, Z.; QI, Z. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. *Environmental Science & Engineering*, v. 1, n. 1, p. 49–52, 2007.
- POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science and Technology*, v. 39, n. 6, p. 61–68, 1999.
- POCHANA, K.; KELLER, J.; LANT, J. Model development for simultaneous nitrification and denitrification. *Water Science and Technology*, v. 39, n. 1, p. 235–243, 1999.
- PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. L. Efeito do Retorno de Lodo Aeróbio sobre as Características da Biomassa presente em Reatores UASB tratando Esgoto Sanitário. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 2, p. 223–234, 2009.
- PUZNAVA, N.; PAYRAUDEAU, M.; THORNBERG, D. Simultaneous nitrification and denitrification in biofilters with real-time aeration control. *Water Science and Technology*, v. 43, n. 1, p. 269–276, 2000.
- ROSSO, D.; STENSTROM, M. K. Comparative economic analysis of the impacts of mean cell retention time and denitrification on aeration systems. *Water Research*, v. 39, p. 3773–3780, 2005.
- RULKENS, W. H. Sustainable sludge management: what are the challenges for the future? *Water Science and Technology*, v. 49, n. 10, p. 11–19, 2004.
- SCHULTHESS, R. V.; GUJER, W. Release of nitrous oxide (N₂O) from denitrifying activated sludge: verification and application of a mathematical model. *Water Research*, v. 30, n. 3, p. 521–530, 1996.
- SEZGIN, M. Variation of sludge volume index with activated sludge characteristics. *Water Research*, v. 16, n. 1, p. 83–88, 1982.
- SHARMA, B.; AHLERT, R. C. Nitrification and nitrogen removal. *Water Research*, v. 11, n. 1, p. 897–925, 1977.
- SIRIPONG, S.; RITTMANN, B. E. Diversity study of nitrifying bacteria in full-scale municipal wastewater treatment plants. *Water Research*, v. 41, p. 1110–1120, 2007.
- SUZUKI, I.; DULAR, U.; KWOK, S. C. Ammonia or ammonium ion as substrate for oxidation by *Nitrosomonas europaea* cells and extracts. *Journal of Bacteriology*, v. 120, n. 1, p. 556–558, 1974.
- TAWFIK, A.; SOBHEY, M.; BADAWY, M. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). *Desalination*, v. 227, n. 1-3, p. 167–177, jul. 2008.
- TSUTIYA, M. T. *Alternativas de disposição final de biossólidos*. In: *Biossólidos na agricultura*. 1ª edição ed. Pinheiros, São Paulo, 2001. 468p.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente*. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994. 245p.
- VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. *O comportamento do sistema de lodo ativado. Teoria e aplicações para projetos e operação*. Campina Grande, Paraíba, 1999. 488p.
- VERSTRAETE, W.; VANDEVIVERE, P. New and broader applications of anaerobic

- digestion. *Environmental Science and Technology*, v. 29, p. 151–173, 1999.
- VILLAVERDE, S. ; ENCINA, P. A. G.; POLANCO, F. F.. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. *Water Research*, v. 31, n. 5, p. 1180–1186, 1997.
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3ª edição ed. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005. 452p.
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. volume 4. Lodos Ativados*. 3ª edição ed. Belo Horizonte, 2012. 428p.
- VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 6. Lodo de esgoto: tratamento e disposição final*. 1ª edição ed. Belo Horizonte, 2001, 484p.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. *Urban Water*, v. 4, p. 105–114, 2002.
- VON SPERLING, M.; FREIRE, V. H.; CHERNICHARO, C. A. D. Performance evaluation of a UASB - activated sludge system treating municipal wastewater. *Water Science and Technology*, v. 43, p. 323–328, 2001.
- VON SPERLING, M.; FRÓES, C. M. V. Determination of the required surface area for activated sludge final clarifiers based on a unified database. *Water Research*, v. 33, n. 8, p. 1884–1894, 1999.
- WAHEED, H. *et al.* Molecular detection of microbial community in a nitrifying e denitrifying activated sludge system. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 85, p. 527–532, 2013.
- WENTZEL, M. C. *et al.* Incorporation of inorganic material in anoxic/aerobic-activated sludge system mixed liquor. *Water Research*, v. 36, p. 5074–5082, 2002.
- ZHAO, H. W. *et al.* Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage. *Water Research*, v. 33, n. 4, p. 961–970, 1999.
- ZHOU, Z. *et al.* Inhibitory effects of sulfide on nitrifying biomass in the anaerobic-anoxic-aerobic wastewater treatment process. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 89, n. 2, p. 214–219, 2014.