

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

**ANÁLISE INTEGRADA DO TRATAMENTO DE**  
**ESGOTOS DOMÉSTICOS E DA QUALIDADE**  
**DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS NAS BACIAS**  
**HIDROGRÁFICAS DO RIO DAS VELHAS E DOS**  
**RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ - MG**

**Marina Salim Dantas**

**Belo Horizonte**

**2020**

**Marina Salim Dantas**

**ANÁLISE INTEGRADA DO TRATAMENTO DE  
ESGOTOS DOMÉSTICOS E DA QUALIDADE DAS  
ÁGUAS SUPERFICIAIS NAS BACIAS  
HIDROGRÁFICAS DO RIO DAS VELHAS E DOS RIOS  
JEQUITAÍ E PACUÍ - MG**

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: Profa. Dra. Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira

Belo Horizonte  
Escola de Engenharia da UFMG  
2020

D192a

Dantas, Marina Salim.

Análise integrada do tratamento de esgotos domésticos e da qualidade das águas superficiais nas bacias hidrográficas do Rio das Velhas e dos Rios Jequitaiá e Pacuí - MG [recurso eletrônico] / Marina Salim Dantas. – 2020.

1 recurso online (243 f. : il., color.) : pdf.

Orientadora: Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Apêndices: f. 178-243.

Bibliografia: f. 168-177.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses.  
3. Estatística - Análise - Teses. 4. Efluente - Qualidade - Teses.  
5. Desempenho - Teses. 6. São Francisco, Rio, Bacia - Teses.  
I. Oliveira, Sílvia Maria Alves Corrêa. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)



## FOLHA DE APROVAÇÃO

Análise Integrada do Tratamento de Esgotos Domésticos e da Qualidade das Águas Superficiais Nas Bacias Hidrográficas do Rio das Velhas e dos Rios Jequitaiá e Pacuí - Mg

**MARINA SALIM DANTAS**

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Profª SÍLVIA MARIA ALVES CORRÊA OLIVEIRA

Prof. MARCOS VON SPERLING

Prof. CRISTIANO CHRISTOFARO MATOSINHOS

Profª LYDA PATRICIA SABOGAL PAZ

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Prof. Antonio Teixeira de Matos  
Coordenador

Versão Final aprovada por

Profª. Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira  
ORIENTADORA

Belo Horizonte, 06 de março de 2020.

## AGRADECIMENTOS

À professora Sílvia, pela orientação. Tenho a sorte do seu precioso acompanhamento desde os tempos da graduação, nas salas de aula, no TCC e neste trabalho. Agradeço pela confiança depositada em mim, pelo carinho e por todos os ensinamentos. Não poderia ter tido uma melhor orientação, com o equilíbrio entre a liberdade para trilhar os caminhos da pesquisa e a presença sempre constante em cada dúvida e discussão, com apoio, tranquilidade e competência nos momentos mais desafiadores. Deixo registrada minha gratidão e admiração!

Agradeço aos membros da banca, professora Lyda e professores Cristiano e Marcos, por aceitarem o convite de avaliar a dissertação e pelas contribuições valiosas para este trabalho.

Aos demais professores, pela transmissão da maior virtude, o conhecimento. Agradeço à UFMG pela minha formação profissional e acadêmica, e ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela oportunidade do mestrado.

Aos prestadores de serviços de saneamento, que gentilmente forneceram dados e informações, sem os quais esta pesquisa não seria possível.

Aos colegas que se tornaram amigos, em especial aos do GETEDA (Grupo de Estudos para Tratamento Estatístico de Dados Ambientais), pela convivência e por compartilharem esta jornada comigo.

Aos meus pais, Marta e Fernando, e ao meu irmão, François, pelo exemplo, pelo apoio e pela motivação constante. Obrigada por sempre acreditarem em mim, sem vocês eu não teria chegado até aqui. Ao Vinícius, por cada conselho e ajuda nessa trajetória.

À FAPEMIG, pela bolsa concedida.

A Deus, por guiar e iluminar o meu caminho.

*“Dizem que antes de um rio entrar no mar, ele treme de medo. Olha para trás, para toda a jornada que percorreu, para os cumes, as montanhas, para o longo caminho sinuoso que trilhou através de florestas e povoados, e vê à sua frente um oceano tão vasto, que entrar nele nada mais é do que desaparecer para sempre. Mas não há outra maneira. O rio não pode voltar. Ninguém pode voltar. Voltar é impossível na existência. O rio precisa arriscar-se e entrar no oceano. E somente quando ele entrar no oceano é que o medo desaparece, porque apenas então o rio saberá que não se trata de desaparecer no oceano, mas de tornar-se oceano.”*

*Osho*

## RESUMO

Com o crescimento acelerado da população brasileira nas últimas décadas, principalmente em grandes centros urbanos, houve uma maior demanda dos recursos hídricos, com consequente aumento na geração de efluentes domésticos e industriais. Os esgotos domésticos gerados por 45% da população urbana no país não recebem nenhum tipo de tratamento. Mesmo na existência de tratamento, muitos municípios não apresentam adequados níveis de remoção de contaminantes. Desta forma, com o lançamento dos esgotos em corpos receptores, há uma pressão sobre os recursos hídricos, comprometendo usos a jusante do lançamento. Em relação às estações de tratamento de esgotos (ETEs) instaladas, é necessário realizar um acompanhamento das condições operacionais do sistema, a fim de melhorar o desempenho das unidades e atender padrões normativos. O objetivo desta pesquisa é analisar, de maneira integrada, o tratamento de esgotos domésticos e a qualidade das águas superficiais nas bacias hidrográficas do rio das Velhas e dos rios Jequitai e Pacuí. Foram obtidos os dados de monitoramento dos esgotos brutos e tratados, bem como dos corpos receptores de ETEs localizadas nas duas bacias em estudo, além dos dados de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Os resultados de cada ETE foram comparados com faixas típicas da literatura para esgotos brutos e tratados e eficiências de remoção alcançadas. As concentrações efluentes e eficiências de remoção foram comparadas estatisticamente entre as estações de cada bacia. Os dados de monitoramento dos corpos receptores das ETEs foram comparados entre os pontos a montante e a jusante do lançamento. Na bacia dos rios Jequitai e Pacuí foram identificados esgotos brutos mais concentrados que o usual, e em ambas as bacias foram verificados desempenhos operacionais significativamente diferentes entre as ETEs. Na bacia do rio das Velhas, foram constatadas performances distintas para sistemas que empregam a mesma tecnologia de tratamento, o que demonstra a importância de manutenção e operação adequadas. Foram identificadas alterações significativas nos corpos receptores decorrentes do lançamento dos efluentes tratados, e a partir dos dados do monitoramento do IGAM, foi identificada a variabilidade espacial na qualidade das águas das duas bacias. A pesquisa permitiu conhecer a realidade dos sistemas em escala real durante o período, destacando as fragilidades nos bancos de dados analisados. Algumas características das bacias que levam a uma maior pressão nos corpos hídricos são o elevado grau de urbanização e adensamento na bacia do rio das Velhas e a menor disponibilidade hídrica, com cursos d'água com capacidade de diluição reduzida na bacia dos rios Jequitai e Pacuí.

**Palavras-chave:** Análises estatísticas; Efluentes sanitários; Desempenho operacional; Bacia hidrográfica do rio São Francisco; Corpos receptores.

## ABSTRACT

Rapid growth of Brazilian population in recent decades, especially in large urban centers, has led to greater demand for water resources, with consequent increase in generation of domestic and industrial effluents. In the country, 45% of the urban population is not supplied by wastewater treatment. Even when treatment is carried out, many municipalities do not have adequate levels of contaminant removal. Thus, wastewater disposal into receiving bodies puts pressure on water resources, affecting downstream uses. For wastewater treatment plants (WWTPs) in operation, it is necessary to monitor operational conditions of the system in order to improve its performance and meet regulatory standards. The objective of this research is to assess, in an integrated manner, the treatment of domestic effluents and the surface water quality in the Velhas River basin and the Jequitaí and Pacuí Rivers basin. Monitoring data from raw and treated sewage as well as from receiving water bodies were obtained. Monitoring data from the Minas Gerais Institute of Water Management were also obtained. The results of each WWTP were compared with typical ranges reported in literature for raw and treated wastewater, and removal efficiencies. Considering the data on the effluent concentrations and the removal efficiencies of each parameter, statistical tests were applied to compare the operational performances among the WWTPs located in each basin. Regarding the monitoring data of the receiving water bodies, a statistical test was applied to compare the data gathered upstream and downstream of each disposal. In the Jequitaí and Pacuí Rivers basin, more concentrated raw effluent than what is usually reported was found, and in both basins significant differences were identified in the operational performance of the treatment plants. In the Velhas River basin, different performances were found for plants of the same treatment type, which demonstrates the importance of proper management and operation. Significant alterations in the receiving bodies of both basins resulting from the discharge of the treated effluents were found. From the IGAM monitoring data, it was possible to identify the spatial variability in water quality of the two basins. The situation experienced by full-scale treatment systems during the study period was determined, highlighting the weaknesses in the monitoring databases. Some features of the basins that lead to greater pressure on water bodies are the high degree of urbanization and high population density in the Velhas River basin and the lower water availability, with watercourses with reduced dilution capacity in the Jequitaí and Pacuí Rivers basin.

**Keywords:** Statistical analysis; Domestic effluent; Operational performance; São Francisco River hydrographic basin; Recipient water bodies.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Processos de tratamento mais utilizados no Brasil por ETE e por população atendida.....	22
Figura 4.1 - Trechos Alto, Médio e Baixo da bacia do rio das Velhas.....	41
Figura 4.2 - Região dos rios Jequitaí, Pacuí e trechos Norte, Centro e Sudoeste do rio São Francisco.....	42
Figura 4.3 - Códigos adotados para as ETEs.....	44
Figura 5.1 - Sedes municipais das UPGRHs SF5 e SF6, destacando os municípios com ETE (analisadas e não analisadas no presente trabalho) e aqueles sem tratamento .....	56
Figura 5.2 - Localização das ETEs da UPGRH SF5 analisadas na pesquisa .....	58
Figura 5.3 - Concentrações afluentes de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF5.....	64
Figura 5.4 - Concentrações de SST (a) e teores de S-Sedim (b) afluentes às ETEs da UPGRH SF5.....	65
Figura 5.5 - Concentrações afluentes de N-amoniaco (a) e P-total (b) nas ETEs da UPGRH SF5.....	67
Figura 5.6 - Concentrações de <i>E. coli</i> (a) e valores de pH (b) afluentes às ETEs da UPGRH SF5.....	69
Figura 5.7 - Concentrações efluentes de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF5.....	74
Figura 5.8 - Concentrações de SST (a) e teores de S-Sedim (b) efluentes nas ETEs da UPGRH SF5.....	76
Figura 5.9 - Concentrações efluentes de N-amoniaco (a) e nitrato (b) nas ETEs da UPGRH SF5.....	79
Figura 5.10 - Concentrações efluentes de P-total nas ETEs da UPGRH SF5 .....	81
Figura 5.11 - Concentrações de <i>E. coli</i> (a) e valores de pH (b) efluentes nas ETEs da UPGRH SF5.....	83
Figura 5.12 - Eficiências de remoção de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF5 .....	89
Figura 5.13 - Eficiências de remoção de SST (a) e S-Sedim (b) nas ETEs da UPGRH SF5...	92
Figura 5.14 - Eficiências de remoção de N-amoniaco (a) e P-total (b) nas ETEs da UPGRH SF5.....	94
Figura 5.15 - Eficiências de remoção de <i>E. coli</i> nas ETEs da UPGRH SF5.....	97
Figura 5.16 - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de DBO (a) e DQO (b) das ETEs da UPGRH SF5 .....	101
Figura 5.17 - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de SST (a) e S-Sedim (b) das ETEs da UPGRH SF5 .....	102
Figura 5.18 - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de DBO (a) e DQO (b) das ETEs da UPGRH SF5 considerando apenas concentrações efluentes .....	104
Figura 5.19 - Concentrações de DBO (a) e DQO (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF5 .....	113
Figura 5.20 - Concentrações de OD (a) e valores de turbidez (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF5 .....	114
Figura 5.21 - Concentrações de <i>E. coli</i> (a) e valores de pH (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF5 .....	115

Figura 5.22 - Concentrações de N-amoniacoal (a) e P-total (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF5 .....	116
Figura 5.23 - Dendograma da Análise de Cluster para o banco de dados da bacia do rio das Velhas, referente ao período de 2011 a 2016 para 9 parâmetros e 64 estações de monitoramento.....	122
Figura 5.24 - Localização das estações de monitoramento na bacia do rio das Velhas conforme grupos formados na AC.....	123
Figura 5.25 - Resultados do teste de comparações múltiplas entre os grupos formados na AC .....	124
Figura 5.26 - Resultados do teste de comparações múltiplas entre os grupos formados na AC .....	125
Figura 5.27 - Localização das ETEs da UPGRH SF6 analisadas na pesquisa .....	130
Figura 5.28 - Concentrações afluentes de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF6...	134
Figura 5.29 - Teores de S-Sedim afluentes às ETEs da UPGRH SF6 .....	135
Figura 5.30 - Concentrações efluentes de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF6...	137
Figura 5.31 - Teores de S-Sedim efluentes nas ETEs da UPGRH SF6 .....	138
Figura 5.32 - Concentrações de <i>E. coli</i> (a) e valores de pH (b) efluentes nas ETEs da UPGRH SF6.....	139
Figura 5.33 - Eficiências de remoção de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF6 ....	143
Figura 5.34 - Eficiências de remoção de S-Sedim nas ETEs da UPGRH SF6 .....	144
Figura 5.35 - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de DBO (a) e DQO (b) das ETEs da UPGRH SF6 .....	146
Figura 5.36 - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de S-Sedim (a) e pH (b) das ETEs da UPGRH SF6 .....	146
Figura 5.37 - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de DBO (a) e DQO (b) das ETEs da UPGRH SF6 considerando apenas concentrações efluentes .....	148
Figura 5.38 - Concentrações de DBO (a) e DQO (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF6 .....	152
Figura 5.39 - Concentrações de OD (a) e valores de turbidez (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF6 .....	153
Figura 5.40 - Concentrações de <i>E. coli</i> (a) e valores de pH (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF6 .....	154
Figura 5.41 - Dendograma da Análise de Cluster para o banco de dados da bacia dos rios Jequitai e Pacuí, referente ao período de 2013 a 2016 para 9 parâmetros e 8 estações de monitoramento.....	157
Figura 5.42 - Localização das estações de monitoramento na bacia dos rios Jequitai e Pacuí conforme grupos formados na AC.....	158
Figura 5.43 - Resultados do teste de comparações múltiplas entre os grupos formados na AC .....	159
Figura 5.44 - Resultados do teste de comparações múltiplas entre os grupos formados na AC .....	160

## LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 – Padrões de lançamento de efluentes domésticos estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 01/2008, para os parâmetros em estudo .....	47
Tabela 4.2 - Padrões de qualidade de água por classe de enquadramento estabelecidos pela DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008, considerando os parâmetros em estudo .....	48
Tabela 5.1 - Informações sobre as sedes municipais com ou sem tratamento de esgotos localizadas nas bacias hidrográficas em estudo.....	53
Tabela 5.2 - Número e percentual das ETEs estudadas na UPGRH SF5 por cada modalidade .....	57
Tabela 5.3 - Caracterização das ETEs analisadas da UPGRH SF5.....	57
Tabela 5.4 - Parâmetros selecionados para análise dos esgotos brutos e tratados da UPGRH SF5.....	61
Tabela 5.5 - Número de dados excluídos após análise de consistência, considerando apenas ETEs e parâmetros que houve exclusão, na UPGRH SF5 .....	62
Tabela 5.6 - Número de dados analisados por ETE e por parâmetro, para os esgotos brutos (B) e tratados (T) na UPGRH SF5 .....	62
Tabela 5.7 - Resultados do teste de Mann-Whitney ( $\alpha = 5\%$ ), comparando as concentrações afluentes às ETEs entre os períodos seco e chuvoso .....	70
Tabela 5.8 - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de DBO das ETEs da UPGRH SF5 .....	72
Tabela 5.9 - Comparação entre as concentrações efluentes típicas reportadas na literatura e as observadas nas ETEs da UPGRH SF5 .....	85
Tabela 5.10 - Comparação entre as eficiências de remoção típicas reportadas na literatura e as observadas nas ETEs da UPGRH SF5 .....	99
Tabela 5.11 - Distâncias aproximadas entre o ponto de lançamento e o monitoramento a montante e a jusante de cada ETE .....	106
Tabela 5.12 - Número de dados excluídos após análise de consistência, considerando apenas ETEs e parâmetros que houve exclusão, na UPGRH SF5 .....	107
Tabela 5.13 - Número de dados analisados por ETE e por variável, para os corpos receptores a montante (M) e a jusante (J) na UPGRH SF5 .....	107
Tabela 5.14 - Resultado do teste estatístico de Mann-Whitney de comparação entre montante e jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF5 ( $\alpha = 5\%$ ).....	109
Tabela 5.15 - Percentuais de violação a montante (M) e a jusante (J) do lançamento de cada ETE aos padrões de qualidade de água estabelecidos na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 .....	118
Tabela 5.16 - Banco de dados do monitoramento de qualidade das águas da UPGRH SF5 selecionado para análises.....	120
Tabela 5.17 - Estações de monitoramento com seus respectivos números de parâmetros críticos, separadas pelos grupos formados na AC .....	128
Tabela 5.18 - Número e percentual das ETEs estudadas na UPGRH SF6 por cada modalidade .....	130
Tabela 5.19 - Caracterização das ETEs analisadas da UPGRH SF6.....	130

Tabela 5.20 - Parâmetros selecionados para análise dos esgotos brutos e tratados da UPGRH SF6.....	131
Tabela 5.21 - Número de dados excluídos após análise de consistência, considerando apenas ETEs e parâmetros que houve exclusão, na UPGRH SF6 .....	132
Tabela 5.22 - Número de dados analisados por ETE e por variável, para os esgotos brutos (B) e tratados (T) na UPGRH SF6.....	132
Tabela 5.23 - Comparação entre as concentrações efluentes típicas reportadas na literatura e as observadas nas ETEs da UPGRH SF6 .....	141
Tabela 5.24 - Comparação entre as eficiências de remoção observadas nas ETEs da UPGRH SF6 e as típicas reportadas na literatura .....	145
Tabela 5.25 - Número de dados excluídos após análise de consistência, considerando apenas ETEs e parâmetros que houve exclusão, na UPGRH SF6 .....	150
Tabela 5.26 - Número de dados analisados por ETE e por variável, para os corpos receptores a montante (M) e a jusante (J) na UPGRH SF6 .....	150
Tabela 5.27 - Resultado do teste estatístico de Mann-Whitney de comparação entre montante e jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF6 ( $\alpha = 5\%$ ).....	151
Tabela 5.28 - Percentuais de violação a montante (M) e a jusante (J) do lançamento de cada ETE aos padrões de qualidade de água estabelecidos na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 .....	156
Tabela 5.29 - Banco de dados do monitoramento de qualidade das águas da UPGRH SF6 selecionado para análises.....	157
Tabela 5.30 - Estações de monitoramento com seus respectivos números de parâmetros críticos, separadas pelos grupos formados na AC .....	163
Tabela 5.31 - Comparação entre os principais resultados das duas bacias em estudo .....	164

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

$\alpha$	Nível de significância
AC	Análise de Cluster
ACP	Análise de Componentes Principais
AF	Análise Fatorial
AIQ	Amplitude interquartil
ANA	Agência Nacional de Águas
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FA	Filtro aeróbio
FAN	Filtro anaeróbio
FBP	Filtro biológico percolador
Flot	Flotação
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IQA	Índice de Qualidade das Águas
IS	Índice de sobrecarga
LAC	Lodos ativados convencional
LAN	Lagoa anaeróbia
LAP	Lodos ativados aeração prolongada
LF	Lagoa facultativa
LFA	Lagoa aerada facultativa
LI	Limite inferior
LM	Lagoa de maturação
LS	Limite superior
MMA	Ministério do Meio Ambiente
N-amoniacal	Nitrogênio amoniacal
N-total	Nitrogênio total

OD	Oxigênio dissolvido
P5%	Percentil 5%
P95%	Percentil 95%
pH	Potencial hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
ppm	Partes por milhão
P-total	Fósforo total
RMBH	Região Metropolitana de Belo Horizonte
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
Solo	Disposição no solo por escoamento superficial
S-Sedim	Sólidos sedimentáveis
SST	Sólidos em suspensão totais
TS	Tanque séptico
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>
UPGRH	Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

# SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>18</b>
2.1	OBJETIVO GERAL .....	18
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
<b>3</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>19</b>
3.1	TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS .....	19
3.1.1	<i>Panorama do tratamento de esgotos domésticos.....</i>	<i>19</i>
3.1.2	<i>Desempenho operacional de estações de tratamento de esgotos .....</i>	<i>22</i>
3.2	QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS.....	30
3.2.1	<i>Qualidade das águas superficiais na área de estudo .....</i>	<i>31</i>
3.3	LEGISLAÇÕES REFERENTES À GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS E AO SANEAMENTO .....	34
3.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS APLICADAS A DADOS DE MONITORAMENTO DE EFLUENTES E QUALIDADE DAS ÁGUAS .....	35
3.4.1	<i>Testes de hipóteses não paramétricos .....</i>	<i>35</i>
3.4.2	<i>Análise de Cluster.....</i>	<i>37</i>
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>40</b>
4.1	ÁREA DE ESTUDO .....	40
4.2	LEVANTAMENTO E SISTEMATIZAÇÃO DAS INFORMAÇÕES PARA A PESQUISA.....	43
4.2.1	<i>Obtenção das informações .....</i>	<i>43</i>
4.2.2	<i>Organização e sistematização dos bancos de dados .....</i>	<i>44</i>
4.2.3	<i>Análise de consistência dos dados.....</i>	<i>45</i>
4.3	AValiação DO TRATAMENTO DOS ESGOTOS NAS DUAS UPGRHS .....	46
4.4	AValiação DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS CORPOS RECEPTORES DAS ETES DAS DUAS UPGRHS.....	48
4.5	QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS NAS DUAS UPGRHS.....	48
4.5.1	<i>Estruturação do banco de dados .....</i>	<i>48</i>
4.5.2	<i>Análises efetuadas nos dados de qualidade das águas das UPGRHS .....</i>	<i>50</i>
4.6	AValiação COMPARATIVA ENTRE OS RESULTADOS ENCONTRADOS NAS DUAS UPGRHS.....	51
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>52</b>
5.1	ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS AVALIADAS NA PESQUISA .....	52
5.2	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS .....	57
5.2.1	<i>Esgotos brutos e tratados e eficiências de remoção .....</i>	<i>60</i>
5.2.2	<i>Corpos receptores a montante e a jusante do lançamento .....</i>	<i>105</i>
5.2.3	<i>Qualidade das águas superficiais.....</i>	<i>120</i>
5.3	BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS JEQUITAI E PACUÍ.....	129
5.3.1	<i>Esgotos brutos e tratados e eficiências de remoção.....</i>	<i>131</i>
5.3.2	<i>Corpos receptores a montante e a jusante do lançamento .....</i>	<i>148</i>
5.3.3	<i>Qualidade das águas superficiais.....</i>	<i>156</i>
5.4	AValiação COMPARATIVA ENTRE AS DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	163
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>165</b>
<b>7</b>	<b>RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>167</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>168</b>
	<b>APÊNDICE I .....</b>	<b>178</b>
	<b>APÊNDICE II.....</b>	<b>196</b>
	<b>APÊNDICE III .....</b>	<b>211</b>

<b>APÊNDICE IV</b> .....	<b>227</b>
<b>APÊNDICE V</b> .....	<b>235</b>
<b>APÊNDICE VI</b> .....	<b>238</b>

# 1 INTRODUÇÃO

No Brasil, os esgotos domésticos gerados por 45% da população urbana não recebem nenhum tipo de tratamento. Estima-se que mais de 5,5 mil toneladas da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) podem alcançar os corpos hídricos brasileiros por dia, tendo em vista as cargas remanescentes de esgotos, considerando a infraestrutura de coleta e tratamento existente no país, além dos níveis de eficiência dos processos empregados (ANA, 2017a). Apesar de Minas Gerais possuir o terceiro maior Produto Interno Bruto (PIB) do Brasil (IBGE, 2016), o cenário de déficit no atendimento ao saneamento é similar ao cenário nacional. No estado, apenas 36% da carga orgânica gerada nos efluentes domésticos é removida (ANA, 2017a).

Além da busca pela universalização do acesso aos serviços de esgotamento sanitário no Brasil, com a implantação de novos projetos de tratamento de esgotos, é importante também realizar um acompanhamento das condições operacionais nas unidades existentes. Mesmo quando o serviço de tratamento é realizado, muitos municípios vivenciam problemas de projeto, operação e manutenção nas estações de tratamento de esgotos (ETEs), que podem não alcançar os objetivos propostos. Assim, é necessário obter dados do monitoramento dos afluentes e efluentes dos sistemas, possibilitando identificar falhas e ações para melhorias. Com isso, o avanço na cobertura dos serviços pode ser avaliado não apenas em execuções de obras, mas na qualidade do serviço prestado (BICUDO *et al.*, 2015; ANA, 2017a). No entanto, isso geralmente não ocorre no Brasil, levando a um problema crônico referente ao saneamento (BICUDO *et al.*, 2015).

Há baixa disponibilidade de estudos e informações sobre ETEs em escala real no Brasil (ESPINOSA, 2016; LEONEL, 2016), sendo que há poucas referências de estudos mais abrangentes nessa temática, havendo poucas consolidações estruturadas em termos de uma avaliação global (OLIVEIRA, 2006; LEONEL, 2016). Assim, pairam incertezas sobre a efetividade dos sistemas de tratamento em operação, tornando-se fundamental desenvolver pesquisas que se proponham a investigar os processos de tratamento em escala real a fim de verificar as condições operacionais existentes.

O lançamento de esgotos domésticos *in natura* ou com tratamento insuficiente representa a principal pressão sobre os recursos hídricos no país (ANA, 2012; ANA, 2013), o que se torna

um problema ambiental e compromete usos a jusante, principalmente o abastecimento de água de outros municípios que utilizam o recurso hídrico. Há ainda a questão econômica, uma vez que a contaminação das águas superficiais decorrente do desempenho insuficiente de ETEs eleva os custos do tratamento de água para o abastecimento doméstico. Sendo assim, os consumidores dos serviços de saneamento são afetados direta ou indiretamente (NEGWAMBA; DINKA, 2019).

O monitoramento de efluentes e da qualidade das águas permite identificar e quantificar os agentes poluidores, gerando extensos bancos de dados, com parâmetros físico-químicos e microbiológicos, em várias estações de amostragem, por longos períodos. No entanto, de maneira geral, os dados não são analisados de maneira sistemática, levando ao desconhecimento pela sociedade das reais condições existentes. Ferramentas estatísticas são úteis para a interpretação dos dados e para a busca de resultados mais acessíveis, de tal forma que possam orientar na elaboração de políticas públicas e ações voltadas à gestão do saneamento e dos recursos hídricos.

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo analisar, de maneira integrada, o tratamento de esgotos domésticos e a qualidade das águas superficiais em duas sub-bacias mineiras do rio São Francisco: a do rio das Velhas e a dos rios Jequitai e Pacuí. Estas duas sub-bacias apresentam distintas densidades demográficas e graus de urbanização, tornando possível realizar uma avaliação comparativa entre uma região mais adensada e outra mais preservada. Para as ETEs em estudo, foram analisados os esgotos brutos e tratados, além do impacto do lançamento nos corpos receptores; foram calculados os percentuais de violação aos padrões de lançamento de efluentes e de qualidade das águas; e foi verificada a variabilidade espacial na qualidade das águas das regiões. Por fim, os resultados foram comparados entre as duas bacias.

A relevância do trabalho está no fato de realizar uma análise estatística aprofundada dos diferentes bancos de dados de monitoramento, considerando o desempenho operacional das ETEs implantadas em municípios das bacias hidrográficas em estudo e a qualidade das águas relacionada ao lançamento de esgotos nos corpos d'água. A exposição da realidade vivenciada nos municípios indica a necessidade de ações de melhoria em um recurso de importância vital, devendo ser prioridade nas ações públicas.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 *Objetivo geral***

Analisar, de maneira integrada, o tratamento de esgotos domésticos e a qualidade das águas superficiais nas bacias hidrográficas do rio das Velhas e dos rios Jequitaiá e Pacuí, inseridas na porção mineira da bacia do rio São Francisco.

### **2.2 *Objetivos específicos***

- Avaliar o desempenho de estações de tratamento de esgotos localizadas em municípios das bacias hidrográficas em estudo, tanto em termos de concentrações afluentes e efluentes, quanto em relação às eficiências de remoção de determinados parâmetros;
- Comparar diferentes estações de tratamento de esgotos, em relação às concentrações efluentes após o tratamento, bem como às eficiências de remoção alcançadas;
- Verificar o atendimento aos padrões legais de lançamento dos efluentes tratados, bem como dos corpos receptores (em função de suas classes de enquadramento), a montante e a jusante do lançamento;
- Analisar o impacto do lançamento dos esgotos tratados nos corpos receptores, a partir da comparação estatística entre o monitoramento a montante e a jusante;
- Avaliar a qualidade das águas superficiais das duas bacias hidrográficas, relacionando com o lançamento de esgotos domésticos, a partir do monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM);
- Avaliar comparativamente a situação do tratamento de esgotos e da qualidade das águas superficiais entre as duas bacias hidrográficas em estudo.

## **3 REVISÃO DA LITERATURA**

### **3.1 Tratamento de esgotos domésticos**

Com o crescimento acelerado da população brasileira nas últimas décadas, principalmente em grandes centros urbanos, houve uma maior demanda dos recursos hídricos para o abastecimento de água para consumo humano, bem como para atividades econômicas, como as industriais. Ao mesmo tempo em que ocorre a demanda por recursos hídricos, cresce também a geração de efluentes domésticos e industriais, que devem ter uma adequada gestão, recebendo um tratamento antes da disposição final.

Os esgotos que chegam às estações de tratamento são efluentes gerados após o uso da água de abastecimento humano em domicílios, em atividades comerciais, institucionais e industriais, além de uma parcela de vazão de infiltração (METCALF & EDDY, 2014). Os esgotos domésticos são compostos por 99,9% de água, e os 0,1% restantes incluem microrganismos e sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos. O tratamento dos esgotos, portanto, é necessário devido a esta fração de 0,1%, visando garantir a proteção à saúde pública e ambiental. Os principais parâmetros de qualidade de tais efluentes são indicadores de matéria orgânica, nutrientes, sólidos e indicadores de organismos patogênicos (METCALF & EDDY, 2014; VON SPERLING, 2014a).

A vazão dos esgotos gerados em certa localidade, assim como suas características qualitativas, variam de acordo com o clima, hábitos da população, consumo per capita de água, contribuições clandestinas de águas pluviais, bem como pode variar ao longo do tempo, com flutuações diárias ou ao longo dos anos, e em função da população a ser gradativamente atendida pelo sistema de esgotamento sanitário (GUTIERREZ, 2014; VON SPERLING, 2014a). Desta forma, as ETEs devem ser projetadas, construídas e operadas levando em conta as particularidades locais, e garantindo adequadas eficiências de remoção dos contaminantes em tais condições (MONTEIRO, 2009).

#### **3.1.1 Panorama do tratamento de esgotos domésticos**

De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2017a), 18% da população urbana brasileira se enquadra na situação em que os esgotos são coletados mas não são tratados, e 27% é desprovida de atendimento, ou seja, não há coleta nem tratamento de esgotos. Desta

forma, os esgotos domésticos gerados por 45% da população urbana do país (96,7 milhões de habitantes) não recebem nenhum tipo de tratamento.

Em relação à parcela tratada (55%), 43% da população urbana é atendida por sistema coletivo de esgotamento sanitário, incluindo a coleta e o tratamento dos efluentes, e 12% é atendida por solução individual (soluções como fossas sépticas, tanques sépticos com filtros biológicos e sumidouros e fossas absorventes). Mesmo na situação de existência do tratamento, muitas vezes os municípios não apresentam adequados níveis de remoção dos contaminantes. Cerca de 70% dos municípios brasileiros possuem remoção de, no máximo, 30% da carga orgânica gerada (ANA, 2017a).

Entre as regiões geográficas brasileiras, a região Sudeste apresenta os maiores índices de coleta e tratamento de esgotos domésticos. Nesta região, 83% da população urbana é atendida pelo serviço de coleta de esgotos, e 54% pelo tratamento. O estado de Minas Gerais apresenta um índice de coleta superior ao nacional, sendo que 86% da população urbana é atendida. No entanto, apresenta índice próximo ao nacional em relação à população atendida por sistema coletivo de tratamento dos efluentes gerados, de 44% (ANA, 2017a).

Foram identificadas 2.768 ETEs existentes no Brasil, que atendem 71,7 milhões de habitantes e operam em 1.592 municípios. Do número total de estações brasileiras, 131 (menos de 5%) foram projetadas para remover nutrientes (ANA, 2017a). Do total de volume coletado no Brasil (8,5 milhões de m<sup>3</sup> por dia), apenas 10% são tratados a nível terciário (ANA, 2012), nível esse capaz de remover constituintes como nutrientes e patógenos. A título de comparação, nos Estados Unidos, em 2012, havia sido identificadas 14.748 ETEs de propriedade pública, atendendo 238,2 milhões de habitantes, o equivalente a 76% da população. Do total dessas ETEs, 5.036 (aproximadamente 34%) apresentavam nível de tratamento acima do secundário, atendendo cerca de 127,7 milhões de habitantes (USEPA, 2016).

Em uma amostra de 2.734 ETEs de seis países da América Latina (incluindo o Brasil), Noyola *et al.* (2012) identificaram como as três tecnologias mais adotadas as lagoas de estabilização com o maior número de sistemas (1.106 ETEs), seguida de lodos ativados (760) e reatores UASB (reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo, 493 ETEs). Em termos de vazão tratada, a tecnologia de lodos ativados se destaca, correspondendo a 58% do total.

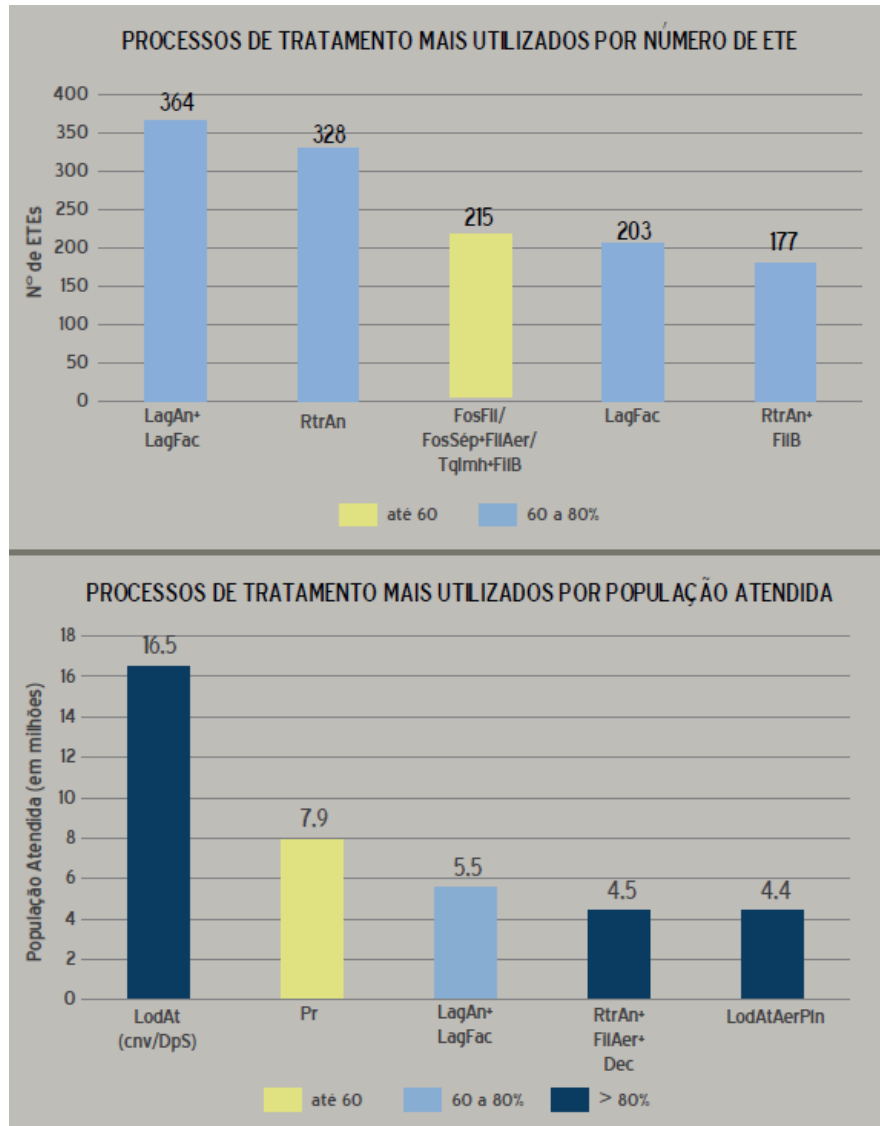
Ainda, a maior parte das ETEs, em número de instalações e população atendida, é de pequeno porte.

No Brasil, as principais tecnologias de tratamento adotadas são voltadas para a remoção de matéria orgânica e sólidos por mecanismos biológicos. A escolha do sistema a ser adotado depende do nível de tratamento a ser obtido (qualidade requerida para o efluente tratado), confiabilidade da tecnologia, características do corpo receptor, clima, área disponível, custos de implantação e de operação, complexidade operacional, disposição do lodo, entre outros (VON SPERLING, 2014a; ANA, 2017a). Além disso, as estações de tratamento a nível primário, secundário e terciário devem apresentar um tratamento preliminar, visando a remoção de sólidos grosseiros e areia por mecanismos físicos (VON SPERLING, 2014a).

Em relação às principais tecnologias adotadas no Brasil (Figura 3.1), tem-se o processo de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa com maior número de ETEs instaladas. Já em relação à população atendida pelo serviço, tem-se o processo de lodos ativados convencional atendendo um maior número de habitantes (ANA, 2017a).

Existe a possibilidade de reúso do efluente tratado, como em indústrias, na irrigação, na recarga de aquíferos, entre outras finalidades, respeitando a qualidade mínima requerida para cada uso (CAREY; MIGLIACCIO, 2009; VON SPERLING, 2014a). Em muitos países desenvolvidos, houve uma mudança de paradigmas no século XXI, em que o tratamento de esgotos deixou de ser voltado para a remoção de contaminantes visando o lançamento em um corpo receptor, e os efluentes domésticos passaram a ser vistos como fontes de energia e de recuperação de recursos hídricos (METCALF & EDDY, 2014). No entanto, a prática usual adotada no Brasil é o lançamento do efluente (bruto ou tratado) em corpos receptores. Desta forma, no contexto de baixo percentual de atendimento do tratamento de esgotos, bem como da insuficiência no tratamento (quando existente) em alguns municípios, há um comprometimento na qualidade dos recursos hídricos. Tal situação é ainda mais agravante em grandes centros urbanos e em áreas de baixa disponibilidade hídrica (ANA, 2017a).

**Figura 3.1** - Processos de tratamento mais utilizados no Brasil por ETE e por população atendida



Fonte: ANA, 2017a

Obs.: LagAn+LagFac = Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; RtrAn = Reator anaeróbio; FosFil/FosSép+FilAer/TqImh+FilB = Tanque séptico associado a filtro anaeróbio; LagFac = Lagoa facultativa; RtrAn+FilB = Reator anaeróbio seguido de filtro biológico; LodAt (cnv/DpS) = Lodos ativados convencional; Pr = Tratamento em nível primário; RtrAn+FilAer+Dec = Reator anaeróbio seguido de filtro aeróbio e decantador; LodAtAerPln = Lodos ativados aeração prolongada.

### 3.1.2 Desempenho operacional de estações de tratamento de esgotos

As estações de tratamento são dimensionadas, projetadas e implantadas para atender certas eficiências de remoção dos constituintes. No entanto, é importante realizar um acompanhamento das condições operacionais do tratamento, uma vez que a qualidade do efluente tratado depende de diversos fatores, como variações da carga afluente, condições ambientais, natureza do esgoto, presença de substâncias tóxicas, variabilidade inerente aos processos de tratamento biológicos e falhas mecânicas e humanas no sistema (OLIVEIRA,

2006). Assim, é importante haver um monitoramento frequente do desempenho das ETEs para detectar previamente a causa de possíveis problemas e falhas operacionais que possam afetar negativamente o processo (LIU *et al.*, 2014).

O monitoramento também deve ser realizado para atender padrões normativos, como uma obrigação para o serviço de saneamento, que é de utilidade pública, tendo em vista a garantia da saúde pública e o controle da poluição ambiental (BATEGANYA *et al.*, 2015). Um monitoramento cuidadoso permite ainda levar à melhoria no desempenho das ETEs (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2018).

Sendo assim, a etapa de operação é extremamente importante para a aquisição de dados de desempenho do sistema, que irão possibilitar a melhoria das condições operacionais e a avaliação do cumprimento da legislação ambiental (LEONEL, 2016). Para verificar as condições operacionais e de desempenho de uma ETE, é necessário que o monitoramento inclua parâmetros físicos, químicos e biológicos, que permitam conhecer a qualidade do esgoto (VON SPERLING, 2014a).

É necessário garantir, ainda, uma adequada frequência no monitoramento, que permita avaliar as variações na qualidade do afluente e do efluente ao longo do tempo, possibilitando adotar estratégias operacionais para levar a melhorias na eficiência do processo. Na China, de acordo com Liu *et al.* (2014), ETEs de grande porte e adequada operação comumente coletam dados com frequência mínima de 15 minutos utilizando sensores. Em ETEs de pequeno porte em áreas rurais, a frequência de amostragem é de um dia, considerada baixa pelos autores. Na realidade brasileira, quando as estações possuem algum tipo de monitoramento, trata-se de frequência semanal, mensal, semestral, ou mesmo sem uma periodicidade definida, por meio de um monitoramento irregular e com falhas (OLIVEIRA, 2006; MONTEIRO, 2009; SILVEIRA, 2011; LEONEL, 2016; CHAVES *et al.*, 2018). Conforme Monteiro (2009), para que os dados gerados no monitoramento sejam analisados de maneira adequada e para que sejam representativos, é necessário que seja determinada a frequência do monitoramento, que deve levar em conta as variações climáticas locais.

### 3.1.2.1 Pesquisas desenvolvidas que avaliaram o desempenho operacional de ETEs em escala real

Niku *et al.* (1981) avaliaram 43 ETEs dos Estados Unidos, com tratamento por lodos ativados, em relação às concentrações efluentes de DBO e sólidos em suspensão totais (SST). Foi

---

Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG

avaliada a performance das ETEs em termos da confiabilidade, estabilidade e variabilidade. As concentrações efluentes de SST variaram mais que de DBO, logo foi um fator mais determinante da instabilidade dos processos. Os autores concluíram ainda que a correlação entre o porte das ETEs e a qualidade do efluente final é fraca, sendo que não necessariamente as ETEs de maior porte produzem efluentes de melhor qualidade que aquelas de pequeno porte.

Colmenarejo *et al.* (2006) estudaram oito ETEs de pequeno porte em Madri, Espanha, entre os anos de 2000 e 2001, a partir de um monitoramento mensal. Foram avaliadas as concentrações médias observadas no período para os parâmetros SST, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal (N-amoniacal), DBO, demanda química de oxigênio (DQO), pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD) e temperatura. As ETEs que apresentavam vazões afluentes superiores à vazão de projeto resultaram em efluentes de pior qualidade, conforme esperado. Quanto maiores as concentrações efluentes de OD, maiores foram as eficiências de remoção de SST, N-amoniacal, DBO e DQO.

Momba e Sibewu (2009) analisaram o impacto do lançamento de efluentes tratados nos respectivos corpos receptores de quatro ETEs da África do Sul, que tratam esgotos por lodos ativados seguido de cloração. O período do estudo compreendeu os anos de 2003 a 2004. Foi identificada relação entre as concentrações efluentes e aquelas encontradas a jusante do lançamento nos corpos receptores, sendo verificados ainda, impactos com relação aos parâmetros DBO, OD, fósforo e microrganismos patogênicos. No entanto, foram avaliadas apenas as concentrações médias dos esgotos e das águas superficiais, e além disso, não houve monitoramento a montante dos corpos receptores, para verificar de forma mais acurada o impacto do lançamento.

Barjoveanu *et al.* (2010) estudaram os impactos ambientais e consequentes riscos de sete ETEs da Romênia. Foram estudadas as concentrações médias efluentes mensais de DBO, DQO, SST, N-amoniacal e detergentes, durante o ano de 2005. Os menores impactos e riscos foram verificados na ETE de maior porte, apesar da maior vazão de efluentes gerada. Além disso, o nitrogênio amoniacal foi considerado o principal parâmetro responsável pelos impactos e riscos ambientais do lançamento dos efluentes das ETEs, principalmente em áreas rurais.

Ismail (2013) analisou a performance de uma ETE no Iraque, do processo de lodos ativados convencional, entre 2006 a 2011. Foram analisados os parâmetros DBO, DQO, SST e pH. De maneira geral, a ETE apresentou elevadas eficiências de remoção durante o período, no entanto, com baixo atendimento aos padrões locais tendo em vista as concentrações efluentes de DBO e SST. A partir da aplicação de uma Análise de Cluster (AC), foram identificados desempenhos operacionais distintos entre os anos.

Bateganya *et al.* (2015) avaliaram uma ETE do município de Masaka, na Uganda, com tratamento por reator aerado sem recirculação de lodo, entre 2008 a 2013. De maneira geral, a ETE obteve eficiências de remoção abaixo de 50% para SST, DBO, DQO e N-amoniacoal, apresentando um desempenho inadequado, sendo que as concentrações efluentes representaram concentrações nas faixas típicas de esgotos brutos. As maiores concentrações efluentes se deram durante o pico da estação chuvosa, período em que a ETE recebia vazões acima da vazão de projeto, devido a contribuições clandestinas de águas pluviais. Outro fator relacionado à baixa performance da ETE foi a inadequada operação e manutenção, como o descarte não regular de lodo. Foi verificado ainda um significativo impacto do lançamento na qualidade das águas do corpo receptor, uma área alagada natural.

Sun *et al.* (2016) analisaram dados de monitoramento do ano de 2012 de 3.340 ETEs em operação na China de diferentes tecnologias de tratamento. As concentrações afluentes e efluentes de DBO, DQO, SST, N-amoniacoal, nitrogênio total (N-total), e fósforo total (P-total) foram analisadas e os resultados foram comparados entre as províncias do país. As concentrações afluentes foram mais elevadas no norte da China, e nesta mesma região, o efluente teve elevada qualidade devido à ampla implementação de estratégias de reúso. Apesar de variações regionais e sazonais nas concentrações afluentes, as ETEs do país apresentaram elevada eficiência de remoção. Grande parte dos dados analisados resultaram em concentrações efluentes dos parâmetros em acordo com os limites legais da China para reúso, demonstrando o potencial desta prática no contexto de escassez hídrica do país.

Bayo e López-Castellanos (2016) estudaram os dados de monitoramento de 2010 a 2012 em uma ETE na Espanha por meio de análises estatísticas multivariadas. A ETE consiste em um sistema de lodos ativados com remoção de nutrientes, seguido por desinfecção. A partir da Análise Fatorial (AF), foram extraídos seis fatores que descreveram 72,8% da variância total do banco de dados. A Análise de Cluster confirmou os fatores identificados pela AF. Houve

maior aporte de nutrientes na ETE ao longo dos anos, mas foram verificadas também menores concentrações efluentes, indicando boas eficiências de remoção.

Khudair e Jasim (2017) avaliaram o desempenho e a confiabilidade de uma ETE em Badgá, que consiste em lodos ativados convencional e reatores em batelada sequenciais, seguidos de desinfecção, durante os anos de 2015 e 2016. A partir das médias mensais das concentrações efluentes do monitoramento diário da ETE, foi verificado que a estação não está cumprindo, de maneira geral, os padrões locais de DBO, DQO e SST, sendo que a confiabilidade foi muito variável ao longo dos dois anos de estudo. Dentre os motivos apontados por tal resultado, os autores relatam a variabilidade nas cargas orgânicas afluentes, descargas industriais, ausência de manutenções regulares e sobrecarga das unidades.

Ebrahimi, Gerber e Rockaway (2017) analisaram os dados de monitoramento de uma ETE dos Estados Unidos, com tratamento por valos de oxidação, seguido por tratamento terciário para remoção de nutrientes e patógenos, entre 2010 e 2016. Foram utilizadas técnicas de estatística multivariada, verificando variações sazonais na carga orgânica afluyente. Através da Análise de Componentes Principais (ACP), cinco componentes foram extraídos, representando 75,25% da variância do conjunto total dos dados. Foram observadas variações sazonais na carga orgânica afluyente, que quanto maior, menores eram as eficiências de remoção de nutrientes na ETE. No entanto, quase a totalidade das amostragens se enquadraram nos padrões de lançamento locais. Os autores criaram ainda um índice de qualidade do efluente final para englobar, em um único valor numérico, diversos parâmetros monitorados.

Silva *et al.* (2014) também desenvolveram um índice de performance de ETE, englobando as concentrações afluentes, os limites de lançamento, e as concentrações e eficiências típicas de acordo com a literatura para diferentes tecnologias de tratamento. Mustapha, Manan e Alwi (2017) desenvolveram um indicador para avaliar a sustentabilidade de uma ETE, a partir de alguns elementos. No entanto, os índices foram desenvolvidos em ETEs de países desenvolvidos, em contexto distinto do Brasil. Além disso, apesar de fornecerem importantes informações sobre o efluente tratado, eficiências de remoção e desempenhos de ETEs, ainda deve ser incentivada a continuidade do monitoramento de parâmetros de interesse para o tratamento e o controle operacional, bem como a análise e interpretação dos dados gerados no monitoramento.

Negwamba e Dinka (2019) analisaram o cumprimento aos padrões locais da qualidade do efluente de uma ETE localizada na África do Sul, que emprega a tecnologia de filtro biológico seguido por lagoas aeradas e lagoas de maturação. As amostras foram coletadas entre fevereiro e setembro de 2016, e na maior parte do período houve descumprimento em relação à maioria dos parâmetros analisados (SST, N-amoniaco, turbidez, fosfato e DQO). Dentre os fatores responsáveis pelo desempenho ineficiente da ETE, estão a contribuição de efluentes industriais, a falta de manutenção, o baixo tempo de detenção hidráulica nas unidades e a grande abertura das grades no tratamento preliminar.

Países em desenvolvimento, como o Brasil, ainda não universalizaram o serviço de tratamento de esgotos e apresentam problemas de contaminação dos recursos hídricos por matéria orgânica, patógenos e eutrofização por nutrientes por meio de fontes pontuais e difusas. Os países desenvolvidos, por outro lado, já avançaram no controle da poluição por esgotos domésticos, superando problemas básicos de poluição aquática. Atualmente, tais países encontram-se em fase de refinamento quanto ao controle de micro poluentes, ao impacto de contaminantes em áreas sensíveis, bem como à poluição difusa causada pela drenagem de águas pluviais (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2002; OLIVEIRA, 2006).

Alguns dos trabalhos mencionados anteriormente tratam de ETEs em países em que há um maior nível no tratamento dos esgotos, muitas vezes limites de lançamento mais rigorosos, bem como, por vezes, praticam o reúso do efluente tratado. Dessa forma, é importante avaliar trabalhos que analisaram estações brasileiras, em condições climáticas, econômicas e operacionais semelhantes. As pesquisas citadas a seguir avaliaram o desempenho de ETEs no Brasil.

O trabalho de Oliveira (2006) se destaca por ser uma pesquisa abrangente, envolvendo análise estatística de dados de monitoramento de um grande número de ETEs e de distintas modalidades de tratamento. A autora realizou uma análise de desempenho e confiabilidade de 208 ETEs localizadas nos estados de Minas Gerais e São Paulo, compreendendo 21 diferentes tecnologias de tratamento. A pesquisa avaliou o desempenho das tecnologias, considerando o alcance a metas de qualidade, a variabilidade e a confiabilidade dos sistemas. Foi realizada uma extensa caracterização dos esgotos brutos e tratados em relação às variáveis DBO, DQO, SST, N-total, P-total e coliformes termotolerantes.

Em Oliveira e von Sperling (2005a) foi analisado o desempenho de 166 ETEs, considerando seis modalidades distintas, e foi verificada grande variabilidade nas concentrações afluentes e efluentes, em todos os processos analisados. Em Oliveira e von Sperling (2005b) e Oliveira e von Sperling (2011) foi avaliada, ainda, a influência de fatores de projeto e de operação no desempenho de 132 ETEs, considerando quatro modalidades de tratamento. De maneira geral, os resultados mostraram que não há relação consistente entre o desempenho e as variáveis operacionais, sendo que cada estação deve ser avaliada individualmente. A análise da confiabilidade das 166 ETEs de seis tecnologias de tratamento foi realizada em Oliveira e von Sperling (2007) e Oliveira e von Sperling (2008), demonstrando que poucas estações apresentaram desempenhos confiáveis em relação ao cumprimento dos padrões.

Em outro trabalho, von Sperling e Oliveira (2009) avaliaram comparativamente o desempenho de 37 ETEs por processos anaeróbios e 129 ETEs por processos aeróbios de tratamento. Os melhores desempenhos foram apresentados pelas tecnologias de lodos ativados e reatores UASB com pós-tratamento. Oliveira e von Sperling (2009a) avaliaram, ainda, o desempenho de 10 ETEs de reatores UASB operando isoladamente e 8 ETEs de UASB com pós-tratamento, sendo que, em geral, a adição de um pós-tratamento garantiu uma substancial melhoria na qualidade do efluente tratado.

Silva Filho (2007) diagnosticou o desempenho operacional de 78 sistemas de tratamento de esgotos por meio de lagoas de estabilização no estado do Rio Grande do Norte entre os anos 2004 a 2006. Foram identificados diversos problemas operacionais, como ausência de operadores e de tratamento preliminar em um elevado número de ETEs, o que interfere na manutenção e eficiência dos sistemas. Foi calculada a estatística descritiva das concentrações afluentes de DBO, DQO, pH, temperatura e coliformes termotolerantes para 72 ETEs. Foram ainda calculadas as eficiências médias de remoção de DBO, DQO e coliformes termotolerantes para as diferentes modalidades dos sistemas, por regionais e por prestadores do serviço, sendo que todas as modalidades apresentaram eficiências abaixo daquelas encontradas na literatura.

Monteiro (2009) avaliou a eficiência e a confiabilidade de 56 ETEs localizadas na Região Metropolitana de Fortaleza, referentes a nove modalidades de tratamento. Foram analisados dados entre 2005 a 2009. O pesquisador calculou a estatística descritiva das concentrações afluentes de SST, DQO, N-total, P-total, coliformes termotolerantes e pH e as comparou com

valores típicos reportados na literatura. Foram analisadas ainda as eficiências médias de remoção de DQO, SST e coliformes termotolerantes por ETE e por modalidade de tratamento, também comparando com as eficiências esperadas. Por fim, foram calculados os coeficientes de confiabilidade, e o percentual esperado de atendimento dos padrões estaduais. De maneira geral, a modalidade de tratamento por lagoas de estabilização apresentou os melhores desempenhos operacionais.

Silveira (2011) avaliou o desempenho operacional, a confiabilidade e a situação operacional (por meio de inspeções em campo) de ETEs, também localizadas na Região Metropolitana de Fortaleza, entre 2007 e 2011. Foram analisadas as concentrações efluentes e eficiências de remoção de 8 ETEs, englobando três configurações de lagoas de estabilização, e os resultados encontrados foram comparados com a literatura. Os percentuais de atendimento aos padrões ambientais de lançamento foram calculados. Além disso, foi verificada a forma da distribuição de frequência das concentrações efluentes das estações. Problemas operacionais que comprometem a confiabilidade, a eficiência e o desempenho das ETEs foram identificados.

Alderson, Santos e Mota Filho (2015) estudaram a confiabilidade de 56 ETEs localizadas no estado do Ceará, de nove tecnologias de tratamento, com relação à qualidade do efluente tratado para reúso na aquicultura e agricultura. O período do monitoramento compreendeu os anos de 2005 a 2009. Os autores encontraram grande variabilidade na performance entre ETEs de uma mesma modalidade, demonstrando a importância de operação e manutenção adequadas. O tratamento que apresentou maior percentual de conformidade com os padrões, ao nível de confiabilidade de 80%, foram lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas e de maturação, enquanto aquele que apresentou piores resultados foram os tanques sépticos. De maneira geral, os resultados mostraram que as ETEs estão aptas a alcançar um efluente com qualidade para os reúsos previstos.

Um trabalho abrangente foi desenvolvido, avaliando o desempenho operacional de 388 ETEs localizadas em países da América do Norte e América do Sul, incluindo o Brasil, com tecnologia de tratamento por lagoas de estabilização, em diferentes configurações (ESPINOSA, 2016; ESPINOSA; VON SPERLING; VERBYLA, 2016). Foi calculada a estatística descritiva das concentrações afluentes e efluentes por configuração dos sistemas para os parâmetros DBO, SST, N-amoniaco, coliformes termotolerantes e *E. coli*, a partir das

medias de cada ETE. Para as eficiências de remoção dos parâmetros, a estatística descritiva foi calculada por modalidade a partir dos percentis 5% e 95% de cada ETE. A partir de testes estatísticos, foram verificadas diferenças significativas nas eficiências de remoção de DBO, SST, coliformes termotolerantes e *E. coli* entre as diferentes configurações. Foi avaliado também o atendimento a metas de qualidade do efluente final e de eficiências de remoção, bem como analisada a relação entre fatores operacionais e ambientais com concentrações efluentes e eficiências de remoção.

Foi encontrado apenas um trabalho que analisou em profundidade o desempenho de estações de tratamento na escala de bacia hidrográfica, e em conjunto com a avaliação da qualidade das águas na região. Leonel (2016) estudou 12 ETEs com tecnologias de tratamento por lagoas de estabilização, localizadas na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 12 – Baixo Pardo/Grande, no estado de São Paulo. Além do desempenho operacional das ETEs, foi verificado o impacto do lançamento dos esgotos tratados por meio da avaliação dos dados de monitoramento dos corpos receptores. A pesquisadora avaliou ainda, os dados da rede de monitoramento da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), em quatro estações de amostragem, para caracterizar a qualidade das águas da bacia hidrográfica em estudo.

Chaves *et al.* (2018) analisaram o desempenho de cinco ETEs do município de Aracaju/SE, de três modalidades distintas, entre os anos de 2013 a 2014. Foram analisadas concentrações afluentes e efluentes quanto aos parâmetros DBO, pH, P-total, N-total, óleos e graxas, sólidos sedimentáveis (S-Sedim) e coliformes termotolerantes. Foram avaliadas as violações quanto aos padrões de lançamento, bem como calculadas eficiências de remoção dos constituintes. Os autores verificaram que todas as estações apresentaram desempenho inferior ao esperado para as tecnologias adotadas. No entanto, as eficiências foram apresentadas apenas em termos de médias, o que fragiliza a discussão dos resultados obtidos.

### **3.2 Qualidade das águas superficiais**

Os cursos d'água são sistemas capazes de transportar cargas de substâncias dissolvidas ou em partículas, de fontes naturais ou antropogênicas. A qualidade da água sofre influências das atividades humanas, das condições climáticas, entre outros fatores naturais (ZHANG *et al.*, 2011). As águas superficiais estão mais sujeitas à poluição em relação às águas subterrâneas, devido à fácil acessibilidade para descarte de efluentes (SINGH *et al.*, 2004).

Os corpos d'água desempenham um papel importante no transporte de águas residuárias municipais e industriais, além do escoamento das áreas agrícolas. A descarga de efluentes é uma fonte de poluição constante, enquanto o escoamento superficial da bacia é um fenômeno sazonal, amplamente influenciado pelo clima local (SINGH *et al.*, 2004; ZHANG *et al.*, 2011). Na identificação das fontes poluidoras, a avaliação do uso e ocupação do solo da região se torna mais uma forma de análise, que é complementar aos dados laboratoriais. No caso de contaminação fecal em corpos d'água, por exemplo, a inspeção sanitária da bacia se torna importante para estabelecer a origem da contaminação (lançamento de esgotos domésticos ou excrementos provenientes de criação de animais) (VON SPERLING, 2014a).

As concentrações de diversos parâmetros indicam os variados usos do corpo d'água, sendo assim, de grande importância realizar o monitoramento da qualidade de suas águas (ZHANG *et al.*, 2011), incluindo parâmetros físicos, químicos e biológicos. Devido às variações espaciais e temporais na qualidade da água, um programa de monitoramento que gere resultados representativos e confiáveis se faz necessário (SIMEONOV *et al.*, 2003), tornando possível a identificação de tendências temporais e espaciais, a avaliação comparativa entre corpos d'água e a verificação do impacto de diversas atividades antrópicas.

O impacto do lançamento de efluentes de ETEs em corpos receptores é motivo de preocupação na maioria dos países (OLIVEIRA, 2006; SILVEIRA, 2011), sendo que os esgotos *in natura* ou com tratamento inadequado podem comprometer a qualidade das águas para diversos usos (ANA, 2017a). Um dos principais impactos ambientais associados ao lançamento de efluentes domésticos nos cursos d'água é o consumo de oxigênio dissolvido devido ao aporte de matéria orgânica. Esta questão já foi solucionada em grande parte dos países desenvolvidos, mas ainda é um problema em países em desenvolvimento. Outro impacto decorrente do lançamento, que pode afetar a saúde pública, é a contaminação por organismos patogênicos. Por fim, a eutrofização dos corpos d'água, principalmente lagos e represas, pode ocorrer devido ao aporte de nutrientes dos esgotos sanitários.

### **3.2.1 Qualidade das águas superficiais na área de estudo**

Algumas pesquisas foram desenvolvidas na área de estudo da presente pesquisa, com relação à qualidade das águas superficiais, principalmente na sub-bacia do rio das Velhas, a Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH) SF5, que é considerada uma das sub-bacias do rio São Francisco mais críticas do ponto de vista da qualidade das águas

(CBHSF; ANA, 2004; TRINDADE, 2013). Nonato *et al.* (2007) avaliaram o Alto rio das Velhas durante os anos de 2003 e 2004 para 39 parâmetros de qualidade, em 37 estações de monitoramento. As autoras verificaram, por meio de análises estatísticas multivariadas, que o principal impacto causado na região é atribuído ao lançamento de esgotos domésticos.

Trindade (2013) avaliou os dados de monitoramento de toda a porção mineira da bacia hidrográfica do rio São Francisco no período de 2008 a 2011 para 72 parâmetros de qualidade da água. A pesquisa mostrou que, dentre as 10 UPGRHs, a SF5 (Rio das Velhas) é a que possui maior degradação da qualidade das águas por efluentes domésticos e industriais, tendo em vista os impactos antrópicos.

Trindade *et al.* (2017) estudaram dados no período de 2002 a 2011 para avaliar 11 parâmetros de qualidade em 29 estações de monitoramento na bacia do rio das Velhas. Foram identificadas tendências temporais e espaciais na região, com maiores alterações principalmente nas proximidades de grandes centros urbanos. No entanto, ao longo de toda a bacia foi observada a degradação da qualidade dos corpos d'água durante o período, principalmente relacionada ao lançamento de esgotos domésticos. Apesar disso, foi verificada tendência de redução de DBO nas estações próximas à Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), devido à instalação de ETEs.

Costa *et al.* (2017) analisaram dados de monitoramento na bacia do rio São Francisco em Minas Gerais, entre 2000 a 2013, em relação a 26 parâmetros de qualidade em 302 estações de monitoramento. A UPGRH SF5 foi considerada a sub-bacia com maior variação na qualidade das águas, principalmente nas proximidades da RMBH. Em toda a região de estudo, as áreas próximas a grandes centros urbanos foram identificadas como mais impactadas do ponto de vista da qualidade das águas, sendo o lançamento de esgotos domésticos e industriais a causa das maiores violações aos padrões da legislação. Na análise de tendência temporal, a maioria das estações de monitoramento não apresentaram tendência, o que indica que o cenário de constante pressão sobre os recursos hídricos tem sido mantido ao longo dos anos.

Calazans *et al.* (2018) elaboraram diretrizes de otimização da rede de monitoramento da bacia do rio das Velhas, praticada pelo IGAM, a partir de métodos estatísticos multivariados, testes não paramétricos e análise do percentual de violação quanto à legislação vigente. Foram avaliados os principais parâmetros para avaliação da qualidade das águas, principais estações de monitoramento e a frequência praticada, considerando as estações na calha do rio das

Velhas, entre o período de 2009 a 2013 para 16 parâmetros. Dentre os três considerados mais relevantes da bacia, devido aos elevados percentuais de violação, estão os coliformes termotolerantes e o P-total, indicando que o lançamento de esgotos não tratados é a principal fonte de poluição na região. Além disso, as estações de monitoramento próximas à RMBH se mostraram altamente degradadas pela contaminação de matéria orgânica de efluentes industriais e domésticos.

Pinto, Almeida e Oliveira (2018) avaliaram dados de monitoramento na calha do rio das Velhas, entre os anos de 2009 e 2016. Foram identificados três grupos na Análise de Cluster, sendo que o primeiro agrupou estações de monitoramento localizadas no limite entre o Alto e o Médio rio das Velhas, na região da RMBH. Na Análise Fatorial, as autoras identificaram que a principal fonte de contaminação deste grupo é por esgotos domésticos. O segundo grupo foi formado por estações do Médio e Baixo rio das Velhas, sendo identificados impactos por poluição difusa por agricultura e pecuária. O terceiro grupo agrupou estações do Alto rio das Velhas, sendo os principais impactos associados às atividades minerárias desenvolvidas na região.

Pinto, Calazans e Oliveira (2019) avaliaram a qualidade das águas da bacia do rio das Velhas entre os anos 2008 a 2013, incluindo 16 parâmetros de qualidade em 65 estações de monitoramento. A partir de técnicas estatísticas multivariadas, testes não paramétricos e análise de percentual de violações aos padrões da legislação, foram verificadas variações espaciais na qualidade das águas da bacia. Na AC, foram formados grupos que evidenciaram a distinta qualidade das águas entre os trechos da bacia, sendo que o grupo que apresentou qualidade das águas mais deteriorada se concentrou na RMBH, com estações de monitoramento em cursos d'água severamente contaminados por esgotos domésticos. Os resultados mostraram que as regiões do Alto rio das Velhas e Médio rio das Velhas são mais afetadas pelo lançamento de efluentes industriais e domésticos, enquanto no Médio rio das Velhas e Baixo rio das Velhas, prevalecem poluições de origem difusa. Em toda a bacia, o parâmetro considerado mais relevante para a qualidade das águas foi o indicador de contaminação fecal, coliformes termotolerantes.

No levantamento bibliográfico, foram encontrados poucos estudos sobre a sub-bacia dos rios Jequitaiá, Pacuí e trechos do rio São Francisco (UPGRH SF6). Silva (2018) também destacou a escassez de informações acerca da bacia SF6. Leite *et al.* (2012) avaliaram a dinâmica do uso

e ocupação do solo na bacia do rio Pacuí, ao longo dos anos 1989, 1999 e 2009. Os autores verificaram redução na área ocupada pela vegetação natural, bem como aumento expressivo nas áreas de pastagem, pastagem degradada e solo exposto. Essa situação trouxe impactos ambientais, afetando a disponibilidade hídrica e agravando os conflitos existentes com relação ao uso dos recursos hídricos na região. Trindade (2013) verificou que os maiores impactos na qualidade das águas da UPGRH SF6 são devidos a atividades agropecuárias, cargas difusas, erosão e extração de areia na região. Além disso, a qualidade das águas da bacia é influenciada pelas UPGRHs vizinhas.

### **3.3 Legislações referentes à gestão de recursos hídricos e ao saneamento**

A Lei nº 9.433, de 1997, conhecida como Lei das Águas, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. Dentre os fundamentos presentes, tem-se a adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da Política. Além disso, a lei definiu alguns instrumentos para a gestão dos recursos hídricos, dentre eles, o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água (MMA, 1997). As classes foram estabelecidas com o advento da Resolução CONAMA nº 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes para o enquadramento (CONAMA, 2005).

No Brasil, um importante marco legal do saneamento é a Lei nº 11.445, de 2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. É possível verificar a interface do saneamento com a gestão dos recursos hídricos, uma vez que a referida legislação estabelece que a União, no estabelecimento de sua política de saneamento básico, observará a diretriz da adoção da bacia hidrográfica como unidade de referência para o planejamento de suas ações. Além disso, a Lei nº 11.445 define que os planos de saneamento básico deverão ser compatíveis com os planos das bacias hidrográficas em que estiverem inseridos (MMA, 2007). Verifica-se assim, a importância da integração de políticas de saneamento e de recursos hídricos, a fim de garantir o uso múltiplo de tais recursos.

Em Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 2008, dispõe sobre a classificação dos corpos d'água, diretrizes ambientais para o enquadramento, bem como sobre as condições e padrões para o lançamento de efluentes. Sendo assim, de acordo com a classe estabelecida para determinado curso d'água ou trecho do corpo d'água, são definidos os padrões de qualidade. Tratam-se de limites individuais para determinadas

substâncias em cada classe de enquadramento. A DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 veda o lançamento de efluentes, mesmo que tratados, nas águas de classe especial. Nas demais classes, o lançamento deverá atender, simultaneamente, os padrões de lançamento e a qualidade requerida para o corpo receptor, de acordo com seu enquadramento (COPAM; CERH, 2008).

No âmbito federal, a Resolução CONAMA nº 430, de 2011, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357, a partir da disposição sobre as condições e padrões para o lançamento de efluentes (CONAMA, 2011). Conforme von Sperling (1998), os padrões de lançamento existem por uma questão prática, uma vez que é difícil controlar as fontes poluidoras apenas a partir da qualidade das águas dos corpos receptores.

### **3.4 Análises estatísticas aplicadas a dados de monitoramento de efluentes e qualidade das águas**

A atividade de monitoramento (de efluentes domésticos e da qualidade das águas superficiais) gera um extenso banco de dados, que inclui diversos pontos de amostragem, diversos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, sendo realizado por uma longa série histórica. Os dados gerados são complexos, o que dificulta a extração de informações úteis, sendo necessário realizar análises e interpretações quanto aos parâmetros monitorados. Para tanto, as ferramentas estatísticas auxiliam no tratamento e interpretação dos dados (SIMEONOV *et al.*, 2003; OUYANG *et al.*, 2006; ZHANG *et al.*, 2011; TRINDADE, 2013), gerando resultados mais acessíveis e que possam auxiliar na compreensão do comportamento das estações de tratamento de esgotos e das condições dos sistemas (MONTEIRO, 2009) e da qualidade dos corpos hídricos, auxiliando na gestão dos recursos hídricos (TRINDADE, 2013).

#### **3.4.1 Testes de hipóteses não paramétricos**

Dados ambientais geralmente são assimétricos à direita, não sendo normalmente distribuídos (GILBERT, 1987; OTT, 1995; HELSEL; HIRSCH, 2002). Sendo assim, procedimentos estatísticos não paramétricos são recomendados para este tipo de conjunto de dados. Os testes não paramétricos não requerem que os dados se ajustem a uma determinada distribuição de frequência, não sendo necessárias suposições sobre a natureza da distribuição das populações das quais as amostras foram extraídas (GILBERT, 1987; HELSEL; HIRSCH, 2002; NAGHETTINI; PINTO, 2007). Assim como os testes paramétricos, os não paramétricos

requerem que os dados tenham sido extraídos de uma amostra aleatória da população (ZAR, 2010).

Como os testes não paramétricos convertem os dados observados em classificações dos dados (isto é, de acordo com a ordem numérica dos valores observados) (GILBERT, 1987; HELSEL; HIRSCH, 2002; ZAR, 2010), uma das vantagens de sua aplicação é a menor influência de *outliers* (ZAR, 2010). Os *outliers* são observações consideravelmente superiores ou inferiores à maioria dos demais dados de um conjunto de informações, que é de comum ocorrência em dados ambientais (HELSEL; HIRSCH, 2002).

O teste não paramétrico de Mann-Whitney é aplicado com o objetivo de comparar duas amostras obtidas de populações independentes entre si (GILBERT, 1987; HELSEL; HIRSCH, 2002). O teste pode ser unilateral ou bilateral, sendo que a maioria dos testes na área de recursos hídricos é do tipo bilateral, aplicado quando não se sabe qual grupo é esperado ser maior em relação ao outro. Neste caso, o teste parte da hipótese nula ( $H_0$ ) de que os grupos não diferem quanto ao valor de tendência central; e da hipótese alternativa ( $H_A$  ou  $H_1$ ) de que os grupos diferem quanto ao valor de tendência central (HELSEL; HIRSCH, 2002).

O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis é aplicado para comparação entre mais de duas amostras independentes (“k” grupos). Parte das hipóteses  $H_0$ , de que os “k” grupos têm o mesmo valor de tendência central – mediana; e  $H_A$ , de que pelo menos uma mediana dos grupos é diferente das demais (HELSEL; HIRSCH, 2002).

No caso de rejeição da hipótese nula do teste de Kruskal-Wallis, sabe-se que há alguma diferença entre os grupos. No entanto, não se sabe quantas diferenças são e nem entre quais grupos elas se encontram. Para tanto, deve ser aplicado o teste não paramétrico de comparações múltiplas para concluir quais amostras são significativamente diferentes entre si (HELSEL; HIRSCH, 2002; ZAR, 2010). O teste compara as medianas de todos os possíveis pares entre os grupos (HELSEL; HIRSCH, 2002).

Como mencionado por Oliveira e von Sperling (2009b), a média geométrica é mais indicada para dados assimétricos, mas a mediana pode ser considerada uma boa medida alternativa de tendência central para dados que apresentam assimetria à direita, já que os valores calculados são geralmente muito próximos daqueles obtidos para a média geométrica.

A decisão de rejeitar ou não uma hipótese estatística é tomada com base em uma certa probabilidade, chamada de nível de significância ( $\alpha$ ), por se tratar de uma inferência a respeito de uma variável aleatória. Deve ser especificado previamente à aplicação do teste (para qualquer um dos testes mencionados anteriormente), cumprindo o papel de remover o grau de subjetividade da decisão ao teste (NAGHETTINI; PINTO, 2007). O nível de significância equivale à probabilidade de rejeitar, de maneira incorreta, a hipótese nula, ou seja, rejeitar  $H_0$  quando é de fato verdadeiro (chamado “Erro Tipo I”) (HELSEL; HIRSCH, 2002).

### 3.4.2 Análise de Cluster

As técnicas estatísticas multivariadas são um conjunto de métodos aplicáveis a situações em que há um grande número de variáveis sendo medidas simultaneamente (MINGOTI, 2005). Portanto, trata-se de mais uma forma de análise estatística passível de ser aplicada a dados ambientais. Tais técnicas podem ser empregadas a dados de monitoramento de qualidade das águas para analisar bancos de dados complexos, permitindo a identificação de poluição, bem como de variações espaciais e sazonais na qualidade dos corpos d’água, sendo uma importante ferramenta para a gestão dos recursos hídricos (SHRESTHA; KAZAMA, 2007; ZHANG *et al.*, 2011; TRINDADE, 2013).

Uma das técnicas de estatística multivariada é a Análise de Cluster, interessante como uma ferramenta exploratória para a interpretação de um conjunto complexo de informações. O principal objetivo da AC é agrupar objetos conforme suas características. A AC divide uma grande quantidade de dados em menores grupos (ou clusters) baseado em suas características. Os clusters resultantes das observações devem exibir alta homogeneidade interna (dentro do cluster) e alta heterogeneidade externa (entre os clusters formados) (SINGH *et al.*, 2004; MINGOTI, 2005; SHRESTHA; KAZAMA, 2007; HAIR JR *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2011).

A maioria das análises de agrupamento usando medidas de similaridade de distância é bastante sensível a diferentes escalas ou magnitudes entre as variáveis (HAIR JR *et al.*, 2009). Portanto, antes da aplicação da análise, é necessário padronizar as variáveis em escala Z, subtraindo cada medida pela média e dividindo o resultado pelo desvio padrão (resultando em amostra com média e variância iguais a 0 e 1, respectivamente). A padronização dos dados tende a aumentar a influência de variáveis cuja variância é pequena e reduzir a influência das variáveis cuja variância é grande. Também objetiva minimizar a influência de diferentes

unidades de medida, tornando os dados adimensionais (SIMEONOV *et al.*, 2002; SINGH *et al.*, 2004; HAIR JR *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2011; TRINDADE, 2013), como exemplo, concentrações variando de valores em partes por milhão (ppm), até valores percentuais (SIMEONOV *et al.*, 2002).

Uma medida de similaridade deve ser usada para calcular a distância entre os objetos de interesse. A distância Euclidiana é usualmente uma medida confiável de similaridade entre objetos classificados pela AC (SIMEONOV *et al.*, 2002; ZHANG *et al.*, 2011), apropriada para dados quantitativos. Quanto menor o valor da distância Euclidiana, mais similares são os elementos que estão sendo comparados (MINGOTI, 2005). Conforme Hair Jr *et al.* (2009), trata-se da medida de distância mais utilizada em análises de agrupamentos.

Para a construção dos grupos, há técnicas hierárquicas (aglomerativa e divisiva) e não hierárquicas. As hierárquicas são utilizadas, de maneira geral, em análises exploratórias do conjunto de dados com o objetivo de identificar possíveis agrupamentos e o número de grupos a serem formados. As técnicas não hierárquicas, por outro lado, requerem que o número de grupos seja pré-estabelecido (MINGOTI, 2005; WU *et al.*, 2009).

Para a formação dos clusters, a abordagem mais comum é a hierárquica aglomerativa, em que os clusters são formados sequencialmente, iniciando com o par de objetos mais similares e formando maiores clusters passo a passo, até que apenas um cluster permaneça (SINGH *et al.*, 2004; WU *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2011). Em cada estágio do procedimento de agrupamento, os grupos são comparados por meio de alguma medida de similaridade (MINGOTI, 2005).

Os resultados de agrupamento hierárquico geralmente são representados como um Dendograma, ou diagrama de árvore (SHRESTHA; KAZAMA, 2007; BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011; ZHANG *et al.*, 2011), fornecendo um resumo visual do processo de agrupamento e apresentando a imagem dos grupos e suas similaridades, com uma redução drástica na dimensionalidade dos dados originais (SHRESTHA; KAZAMA, 2007; ZHANG *et al.*, 2011). O Dendograma é um gráfico em que o eixo horizontal apresenta os elementos amostrais, e o eixo vertical, o nível de similaridade (MINGOTI, 2005).

Os métodos de agrupamento fornecem os meios para representar a semelhança entre agrupamentos com múltiplos membros (HAIR JR *et al.*, 2009). Há vários métodos de

agrupamentos hierárquicos, como Método de Ligação Simples, Método de Ligação Completa, Método da média das distâncias; Método do centroide; e Método de Ward (MINGOTI, 2005; HAIR JR *et al.*, 2009), e podem produzir diferentes dendogramas.

A interpretação dos clusters é uma tarefa importante e permite explicações confiáveis de razões que levam a um ou outro tipo de agrupamento (SIMEONOV *et al.*, 2002). Conforme Borcard, Gillet e Legendre (2011), há várias formas de interpretar a AC. Geralmente são procurados clusters interpretáveis no momento de análise dos resultados. Uma decisão deve ser tomada a respeito do nível no qual o dendograma deve ser cortado, que pode ser definido de forma subjetiva, a partir do exame visual do dendograma, ou pode ser escolhido para cumprir alguns critérios, como o número de grupos a serem formados (MINGOTI, 2005; BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011).

Segundo Hair Jr *et al.* (2009), apesar de haver métodos para auxiliar na decisão do número de grupos a serem formados, cabe ao pesquisador tomar a solução final, sendo que há certa subjetividade no processo. Os autores sugerem o emprego de diversas regras de parada e a busca por uma solução que seja consenso.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Área de estudo

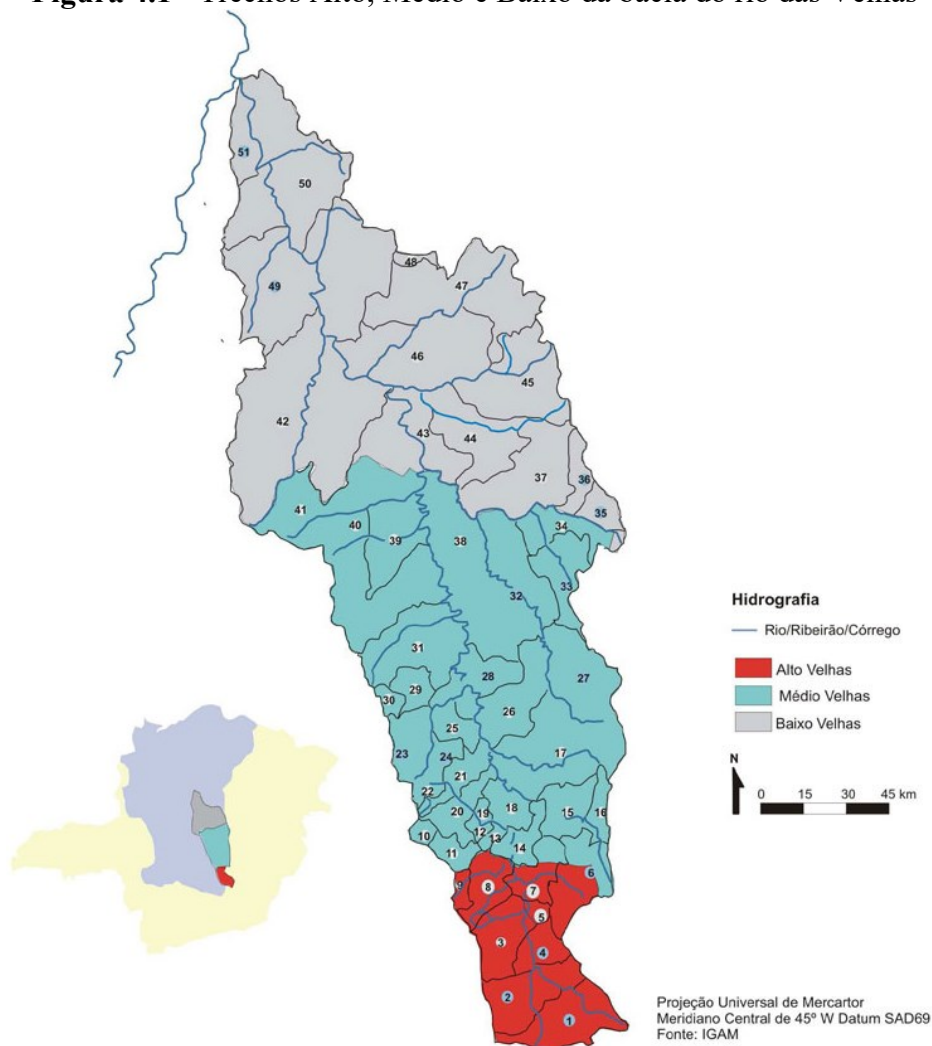
A bacia hidrográfica do rio São Francisco tem área de drenagem de 634.781 km<sup>2</sup>, ocupando cerca de 8% da área do território nacional e abrangendo seis estados (Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Goiás, além do Distrito Federal) e 503 municípios no país. A bacia, por sua grande extensão territorial, abrange municípios com características distintas entre si, tanto em relação à densidade populacional quanto às atividades econômicas prevalentes. No geral, destaca-se pela atividade da agricultura e pelo potencial hidrelétrico (CBHSF; ANA, 2004). Em termos de coleta e tratamento de esgotos domésticos, 62% dos esgotos produzidos na bacia são coletados, e destes, 63% são tratados (ANA, 2015). Sendo assim, apenas cerca de 40% do total gerado recebe algum tipo de tratamento.

A nascente do rio São Francisco está localizada no município de São Roque de Minas/MG, e cerca de 37% da bacia encontra-se no estado mineiro (CBHSF; ANA, 2004). Neste estado, a bacia é dividida em dez Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos, que são unidades físico-territoriais que englobam áreas de bacias, grupos de bacias ou sub-bacias contíguas, com características naturais, socioculturais e econômicas semelhantes. Dentre as dez UPGRHs, tem-se a do rio das Velhas (SF5) e a dos rios Jequitai e Pacuí (SF6) (CERH, 2010), que foram selecionadas para a pesquisa devido às diferenças nas densidades populacionais e grau de urbanização entre as duas regiões.

A bacia hidrográfica do rio das Velhas, correspondente à UPGRH SF5, compreende uma área de 27.850 km<sup>2</sup>, englobando 51 municípios, sendo que destes, 44 têm suas sedes urbanas dentro dos limites da bacia (CBH RIO DAS VELHAS, 2015). A população total residente na bacia era de aproximadamente 4,4 milhões de habitantes em 2010 (24,7% da população total mineira) (CBH RIO DAS VELHAS, 2015). A densidade populacional da região é de 164,04 habitantes/km<sup>2</sup> (IGAM, 2014a). O rio das Velhas nasce no município de Ouro Preto e deságua no rio São Francisco, no distrito Várzea da Palma. Alguns dos principais afluentes do rio das Velhas são o rio Bicudo, ribeirão Jequitibá, ribeirão da Mata, ribeirão Arrudas, ribeirão do Onça, rio Itabirito, rio Curimataí, rio Pardo, rio Paraúna/Cipó, rio Taquaraçu e ribeirão Caeté/Sabará (CBH RIO DAS VELHAS, 2015).

A UPGRH SF5 é segmentada em trechos, sendo eles o Alto rio das Velhas, Médio rio das Velhas e o Baixo rio das Velhas (IGAM, 2017), conforme Figura 4.1. São verificadas distintas atividades econômicas prevaletentes em cada trecho, bem como diferentes densidades populacionais. A região do Alto rio das Velhas compreende a área do Quadrilátero Ferrífero, sendo a região com maior contingente populacional e com atividade econômica concentrada principalmente na RMBH. Apesar de ser nesta região em que se encontra o sistema de abastecimento Rio das Velhas (integrado com o sistema Paraopeba) (CBH RIO DAS VELHAS, 2015), trata-se da região mais crítica e preocupante da bacia em termos da qualidade das águas superficiais (PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019). As regiões do Médio e Baixo rio das Velhas possuem menor concentração populacional, com atividades de agricultura e pecuária predominantes, sendo que no Baixo rio das Velhas nenhum município possui 100% do território inserido na bacia (CBH RIO DAS VELHAS, 2015).

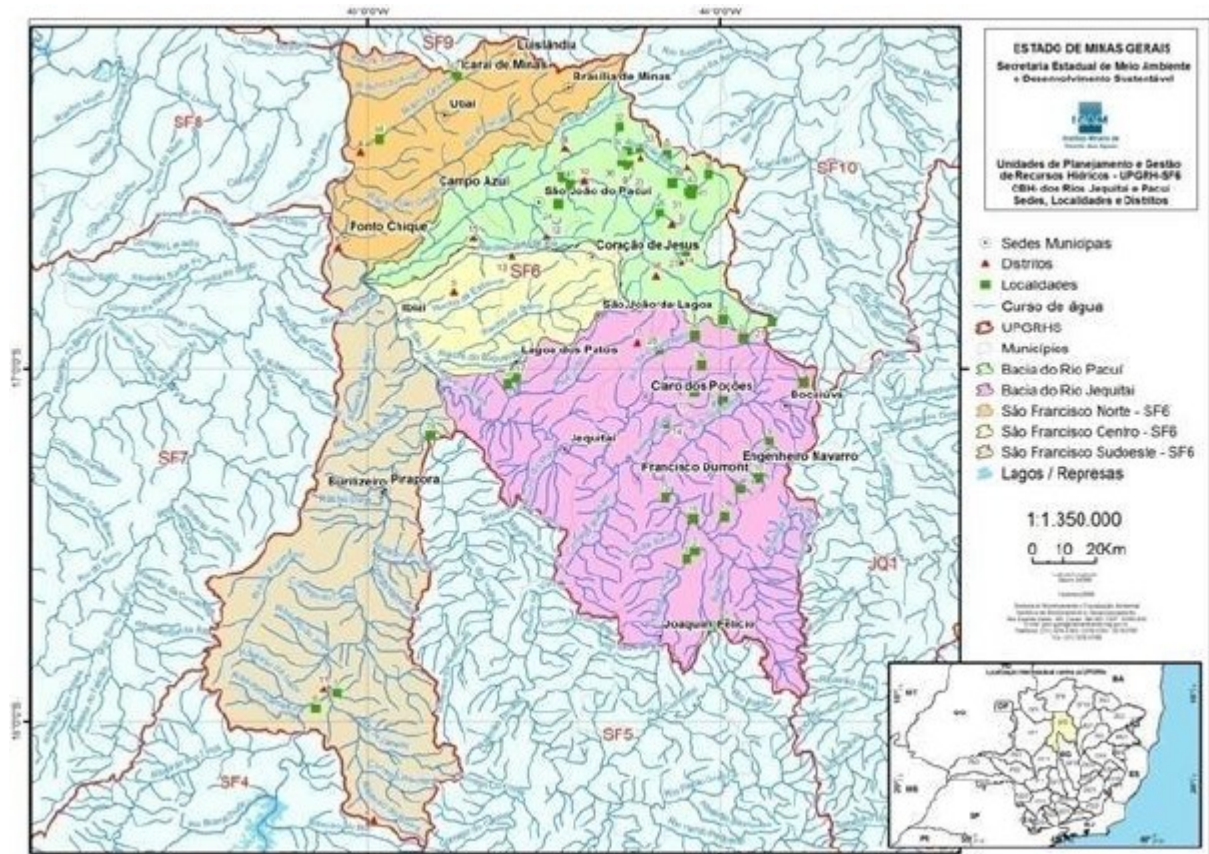
**Figura 4.1** - Trechos Alto, Médio e Baixo da bacia do rio das Velhas



Fonte: Adaptado de CBH RIO DAS VELHAS, s.d.

A UPGRH SF6 (Figura 4.2) refere-se à região dos rios Jequitaiá, Pacuí e trechos do rio São Francisco, de jusante da confluência com o rio Abaeté até jusante da confluência com o rio Urucuia (trechos Norte, Centro e Sudoeste) (CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010).

**Figura 4.2** - Região dos rios Jequitaiá, Pacuí e trechos Norte, Centro e Sudoeste do rio São Francisco



Fonte: CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010

A bacia do rio Jequitaiá ocupa uma área de cerca de 8.662 km<sup>2</sup>, onde o rio principal nasce na Serra do Espinhaço, percorrendo uma distância de 300 km até desaguar em sua foz, no rio São Francisco. Estão inseridos 11 municípios nesta bacia, e a atividade econômica é pouco expressiva, destacando-se atividades como agropecuária (reflorestamento, lavouras tradicionais e criação de gado de corte e leite) e agroindústria (laticínios). Os principais afluentes do rio Jequitaiá são o Guavanipã, São Lamberto, córrego Cipó, córrego Fundo ou Riachão, córrego Embaiassaia e Cabeceiras do rio Jequitaiá. As principais fontes de poluição que comprometem os recursos hídricos na bacia do rio Jequitaiá são a atividade mineradora, a silvicultura, o uso indiscriminado de agrotóxicos em lavouras e o lançamento *in natura* de esgotos domésticos (CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010).

A bacia do rio Pacuí possui área aproximada de 3.920 km<sup>2</sup>, abrangendo 9 municípios, sendo que apenas uma sede municipal encontra-se inserida na área da bacia. O rio principal nasce no município de Glaucilândia, percorrendo cerca de 219 km até desaguar entre os municípios de Ibiaí e Ponto Chique. O principal afluente do rio Pacuí é o rio Riachão. Vários rios e córregos na bacia do rio Pacuí são intermitentes, especialmente nos períodos de estiagens mais severas (CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010), sendo uma região caracterizada pela escassez hídrica (LEITE *et al.*, 2014). A bacia se destaca pelo uso agrícola do solo (LEITE *et al.*, 2014). Os Trechos Norte, Centro e Sudoeste do rio São Francisco também compõem a UPGRH SF6, com área de 12.375 km<sup>2</sup> (CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010).

Ao todo, 27 municípios estão inseridos dentro dos limites da UPGRH SF6, em uma área de cerca de 24.956,8 km<sup>2</sup> (CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010), sendo a população total de 273.517 habitantes. Logo, trata-se de uma densidade populacional de aproximadamente 10,9 habitantes/km<sup>2</sup> (IGAM, 2014a), ou seja, 15 vezes inferior se comparada à densidade demográfica da bacia do rio das Velhas. Em toda a UPGRH SF6 predominam atividades de agricultura e pecuária na economia local (CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010).

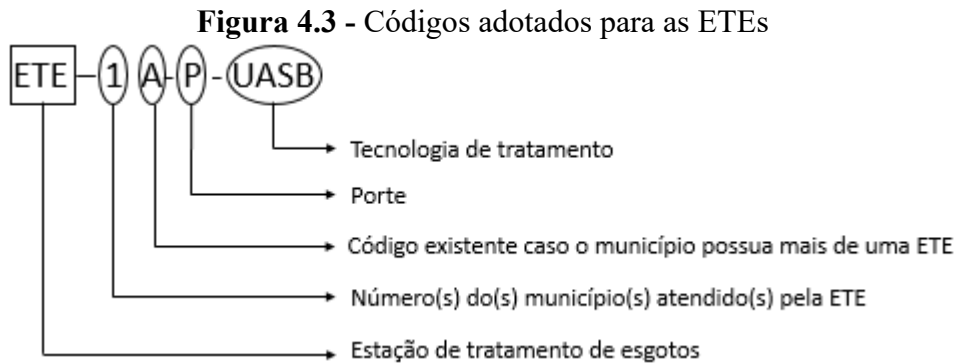
## **4.2 Levantamento e sistematização das informações para a pesquisa**

### **4.2.1 Obtenção das informações**

Inicialmente, foram identificadas as sedes municipais localizadas nas bacias hidrográficas dos rios das Velhas e Jequitaí e Pacuí. A partir dos croquis por sede municipal apresentados no Atlas Esgotos (ANA, 2017b), foi verificado então, se os municípios possuíam ou não tratamento de esgotos, bem como o prestador do serviço de esgotamento sanitário de tal localidade.

Após a identificação dos municípios com tratamento de esgotos, entrou-se em contato com os prestadores do serviço para solicitação dos dados de monitoramento e permissão para inclusão das ETEs na pesquisa. Foram solicitados diversos parâmetros afluentes e efluentes às ETEs e a vazão de projeto, bem como o monitoramento do corpo receptor, a montante e a jusante do lançamento dos esgotos tratados. Neste momento, foi necessário efetuar um sigilo das informações sobre o nome do município, da ETE em questão e do corpo receptor. Desta forma, os municípios foram apresentados em códigos numéricos, e as ETEs foram codificadas

com relação ao município que atende, ao porte (pequeno - P, médio - M ou grande - G) e à tecnologia de tratamento adotada, conforme Figura 4.3.



#### 4.2.2 Organização e sistematização dos bancos de dados

Os prestadores de serviço disponibilizaram planilhas eletrônicas, em que cada arquivo continha dados de um ano de monitoramento de cada ETE. Assim, foi necessário inicialmente organizar planilhas por ETE, incluindo todo o período das informações obtidas, em ordem cronológica de monitoramento e de maneira padronizada. A partir de então, foi criada uma planilha por bacia hidrográfica, constando as informações de todas as estações, tanto para o monitoramento dos esgotos afluentes e efluentes, bem como para os corpos receptores a montante e a jusante do lançamento.

Os parâmetros monitorados e a frequência de monitoramento dos esgotos brutos e tratados eram distintos para cada ETE, sendo que algumas apresentavam um monitoramento mais completo, com diversas variáveis, e outras mais simplificado, com poucos parâmetros de análise. Foram selecionados para a pesquisa os parâmetros típicos de esgotos domésticos, bem como monitorados na maior parte das ETEs, levando em conta a série de dados disponíveis. Com relação à frequência, de maneira geral, a maior parte das estações apresentavam monitoramento mensal ou bimestral para os dados dos esgotos.

Para o monitoramento dos corpos receptores, a montante e a jusante do lançamento, todas as ETEs apresentaram monitoramento para os mesmos parâmetros (condutividade elétrica, DBO, DQO, *E. coli*, OD, pH, turbidez, cloreto, P-total, nitrato, N-amoniacal, óleos e graxas, agentes tensoativos aniônicos, densidade de cianobactérias e clorofila a). No entanto, novamente foi necessário selecionar alguns parâmetros em função do número de dados disponíveis dentro do

período de análise, uma vez que a frequência de monitoramento era variável conforme o parâmetro monitorado, variando de mensal, bimestral a semestral.

O período de monitoramento também variou entre as ETEs de cada bacia hidrográfica. Para permitir avaliações comparativas, foi adotado um período comum de análise entre as ETEs de cada UPGRH, período este que era comum para os dados de monitoramento dos esgotos e dos corpos receptores. Mais informações sobre os critérios de seleção das ETEs incluídas na pesquisa, dos parâmetros monitorados e do período de análise serão apresentadas nos resultados da pesquisa.

### 4.2.3 Análise de consistência dos dados

Em relação aos dados de monitoramento das ETEs (dos esgotos e dos corpos receptores), foi realizada uma análise de consistência. Inicialmente, foram calculados os *outliers* a partir do Método da Amplitude Interquartis. Todo valor acima da soma do percentil 75 com 1,5 vezes a amplitude interquartil (AIQ - diferença entre o percentil 75 e o percentil 25) é dado como *outlier* superior. Os valores abaixo da subtração do percentil 25 por 1,5 vezes a AIQ são considerados *outliers* inferiores (NAGHETTINI; PINTO, 2007).

Tais valores tratam-se de observações atípicas ou infrequentes, que podem refletir propriedades reais do fenômeno em estudo, erros de medição ou transcrição dos dados, além de outras anomalias (GILBERT, 1987; OLIVEIRA, 2006). Sendo assim, cada amostra com valor acima do *outlier* superior ou abaixo do *outlier* inferior foi avaliada individualmente para verificar se é passível de ocorrência naquele contexto, e apenas foram excluídos os dados duvidosos. Um exemplo foi um *outlier* superior de pH no valor de 1.825,2. Demais exemplos serão apresentados nos resultados. Além disso, alguns valores mínimos identificados na estatística descritiva, não considerados como *outliers* inferiores, mas com qualidade duvidosa, também foram excluídos.

É importante destacar a presença de dados censurados (valores acima ou abaixo do limite de detecção do método de análise), tanto no monitoramento dos esgotos, como no monitoramento dos corpos receptores. Nestes casos, os dados censurados foram substituídos pelo próprio valor do limite do método, uma metodologia conservadora, a favor da segurança, e que é adotada por outros autores na análise de dados de monitoramento ambiental (TRINDADE, 2013; PINTO, 2016; Costa *et al.*, 2017; SOARES, 2017).

### **4.3 Avaliação do tratamento dos esgotos nas duas UPGRHs**

Inicialmente, foi realizada uma caracterização das ETEs incluídas na pesquisa, constando o ano de início de operação das estações, a vazão de projeto, a faixa de vazões afluentes durante o período de estudo (percentil 5% – percentil 95%) e o porte das ETEs. Com relação à definição dos portes das ETEs, a Deliberação Normativa COPAM nº 217/17 (COPAM, 2017) define como critério as vazões médias previstas, ou seja, a capacidade da estação. A ETE é classificada em pequeno porte para vazões de projeto entre 0,5 e 50 L/s; em médio porte para vazões entre 50 e 100 L/s; e em grande porte para vazões acima de 100 L/s. Como muitas ETEs apresentam vazões afluentes bastante distintas das vazões de projeto, o critério adotado considerou o valor do percentil 95% das vazões afluentes, como proposto por Melo (2019) para estações de tratamento de água (ETAs). Além da definição do porte das ETEs, foi calculado o índice de sobrecarga (IS), conforme definido por Espinosa (2016), calculado como a razão entre a mediana das vazões afluentes e a vazão de projeto de cada ETE.

Conforme o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2018), o consumo médio per capita de água no estado de Minas Gerais foi 155,2 L/hab·dia no ano de 2016. Considerando um coeficiente de retorno de 80%, valor usualmente adotado (VON SPERLING, 2014a), e desconsiderando as contribuições de vazões de infiltração e industriais, é possível calcular a população equivalente atendida pelos sistemas de acordo com as vazões definidas para cada porte. As vazões adotadas corresponderiam a uma população equivalente inferior a 34.794 habitantes para pequeno porte; entre 34.794 a 69.588 habitantes para médio porte; e acima de 69.588 habitantes para grande porte. Tal informação foi apresentada apenas para se ter uma ideia da capacidade de atendimento populacional para cada porte definido no trabalho, que no entanto, pode variar conforme cada sistema, em função dos diferentes consumos per capita de água, coeficientes de retorno e vazões adicionais.

Todas as análises descritas a seguir, até as análises do item 4.5, foram efetuadas separadamente por bacia hidrográfica. Essa metodologia foi adotada devido ao fato de os períodos de monitoramento e os parâmetros analisados serem distintos para cada bacia. Essas diferenças inviabilizaram as comparações quantitativas dos resultados das duas UPGRHs.

Foram calculadas as estatísticas descritivas das concentrações dos esgotos brutos e tratados, bem como das eficiências de remoção, para cada ETE avaliada. As eficiências de remoção foram calculadas para cada amostragem, quando havia dados disponíveis das concentrações

afluentes e efluentes de uma mesma coleta. As concentrações afluentes às ETEs foram comparadas com valores típicos reportados na literatura para esgotos brutos. Foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5%, para comparação das concentrações afluentes entre o período seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março), para cada estação de tratamento.

Então, considerando os dados das concentrações efluentes e das eficiências de remoção de cada parâmetro em estudo, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido do teste de comparações múltiplas (quando aplicável), ao nível de significância de 5%. Tal análise foi realizada para verificar os distintos desempenhos operacionais entre as ETEs.

Os testes estatísticos descritos (Mann-Whitney, Kruskal-Wallis e comparações múltiplas) foram realizados no *software* Statistica® 10.0. A escolha por testes não paramétricos se deve ao fato de a distribuição dos dados de concentrações afluentes e efluentes de processos de tratamento de esgotos não seguirem, de maneira geral, a distribuição normal (NIKU; SCHROEDER; SAMANIEGO, 1979; NIKU *et al.*, 1981; OLIVEIRA, 2006; SILVEIRA, 2011; OLIVEIRA; SOUKI; VON SPERLING, 2012; KHUHAIR; JASIM, 2017).

As concentrações efluentes e eficiências de remoção das ETEs foram ainda comparadas com faixas da literatura de desempenhos operacionais esperados para cada sistema de tratamento empregado, segundo von Sperling (2014a). Para os valores observados, foi considerada a faixa entre o percentil 10% e o percentil 90% de cada ETE e parâmetro.

Foram calculados, para cada ETE, os percentuais de violação dos parâmetros analisados e que constam na DN COPAM/CERH-MG n° 01/2008 com padrões de lançamento de efluentes (Tabela 4.1).

**Tabela 4.1** – Padrões de lançamento de efluentes domésticos estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG n° 01/2008, para os parâmetros em estudo

Parâmetro	Valores limites permitidos
DBO	Concentração efluente máxima de 60 mg/L, ou eficiência de remoção de no mínimo 60% (com média anual igual ou superior a 70%)
DQO	Concentração efluente máxima de 180 mg/L, ou eficiência de remoção de no mínimo 55% (com média anual igual ou superior a 65%)
SST	Concentração efluente máxima de 100 mg/L, sendo 150 mg/L nos casos de lagoas de estabilização
S-Sedim	Até 1 mL/L de materiais sedimentáveis
pH	Entre 6,0 e 9,0

Obs.: DBO = Demanda bioquímica de oxigênio; DQO = Demanda química de oxigênio; SST = Sólidos em suspensão totais; S-Sedim = Sólidos sedimentáveis; pH = Potencial hidrogeniônico.

#### 4.4 Avaliação da qualidade das águas dos corpos receptores das ETEs das duas UPGRHs

As estatísticas descritivas dos dados a montante e a jusante do lançamento de cada ETE foram calculadas. Para cada sistema e variável, foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5%, para comparar os dados entre montante e jusante, e verificar possíveis impactos resultantes do lançamento de cada ETE. O teste foi realizado por meio do *software* Statistica® 10.0.

Os percentuais de violação aos padrões de qualidade de água constantes na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (Tabela 4.2) foram calculados, tanto a montante quanto a jusante do lançamento dos efluentes, considerando a classe de enquadramento de cada corpo receptor. Nesta etapa foram considerados apenas os parâmetros monitorados pelos responsáveis pelas ETEs e selecionados para análise que possuem padrão de qualidade para os cursos d'água.

**Tabela 4.2** - Padrões de qualidade de água por classe de enquadramento estabelecidos pela DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008, considerando os parâmetros em estudo

Parâmetros	Valores limites permitidos		
	Classe 1	Classe 2	Classe 3
DBO (mg/L)	3	5	10
OD (mg/L) <sup>(1)</sup>	6	5	4
Turbidez (UNT)	40	100	100
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	200	1.000	4.000
N-amoniacal (mg/L)	3,7 para pH ≤ 7,5	3,7 para pH ≤ 7,5	13,3 para pH ≤ 7,5
	2,0 para 7,5 < pH ≤ 8,0	2,0 para 7,5 < pH ≤ 8,0	5,6 para 7,5 < pH ≤ 8,0
	1,0 para 8,0 < pH ≤ 8,5	1,0 para 8,0 < pH ≤ 8,5	2,2 para 8,0 < pH ≤ 8,5
	0,5 para pH > 8,5	0,5 para pH > 8,5	1,0 para pH > 8,5
Nitrato (mg/L)	10,0	10,0	10,0
P-total (mg/L) <sup>(2)</sup>	0,1	0,1	0,15

Obs.: DBO = Demanda bioquímica de oxigênio; OD = Oxigênio dissolvido; pH = Potencial hidrogeniônico; *E. coli* = *Escherichia coli*; N-amoniacal = Nitrogênio amoniacal; P-total = Fósforo total; <sup>1</sup> Para OD, o padrão refere-se ao valor mínimo limite; <sup>2</sup> Padrão para ambientes lóticos.

#### 4.5 Qualidade das águas superficiais nas duas UPGRHs

##### 4.5.1 Estruturação do banco de dados

Foram obtidos, junto ao Programa Águas de Minas, do IGAM, os dados do monitoramento da qualidade das águas superficiais das bacias hidrográficas em estudo. Para essa avaliação, foi considerado o mesmo período avaliado para os dados das ETEs de cada bacia. Foram incluídas apenas as estações de monitoramento do IGAM que se encontraram ativas durante

todo o período de análise. Em relação aos parâmetros avaliados, foram incluídos aqueles que constam no Índice de Qualidade das Águas (IQA), uma vez que o IQA é sensível à contaminação por esgotos e inclui parâmetros mais característicos desses efluentes (TRINDADE, 2013; IGAM, 2016). Os referidos parâmetros são, portanto, OD, coliformes termotolerantes, pH, DBO, nitrato, P-total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais (IGAM, 2016).

Considerando os dados de todas as estações de monitoramento de cada UPGRH por cada parâmetro de qualidade, foram analisados os percentuais de dados faltantes e de dados censurados, com o objetivo de verificar se todos os parâmetros do IQA seriam passíveis de serem incluídos na análise. Para as duas bacias, percentuais inferiores a 90% de dados censurados foram encontrados para todos os parâmetros, bem como inferiores a 10% de dados faltantes, critérios adotados por Pinto (2016) e Soares (2017) para seleção de parâmetros. Sendo assim, foi possível incluir as nove variáveis do IQA para as duas bacias.

O IGAM monitorou o parâmetro coliformes termotolerantes até o último semestre de 2012. A partir do primeiro trimestre de 2013, o parâmetro *E. coli* passou a ser monitorado. Desta forma, para a estruturação do banco de dados, foram selecionados estes parâmetros para os respectivos anos em que foram amostrados no caso da bacia do rio das Velhas. Do ponto de vista estatístico, podem ser tratados em conjunto, como um único parâmetro, por representarem indicadores microbiológicos de contaminação fecal.

Conforme as legislações mineira e brasileira, a bactéria *E. coli* é a única espécie do grupo dos coliformes termotolerantes cujo *habitat* exclusivo é o intestino humano e de animais homeotérmicos, onde ocorre em altas densidades. Assim, é raramente encontrada em água ou solo que não recebeu contaminação fecal. As legislações estabelecem ainda que a *E. coli* pode ser determinada em substituição aos coliformes termotolerantes, observando os mesmos limites (CONAMA, 2005; COPAM; CERH, 2008).

Assim como para os dados dos esgotos e dos corpos receptores, os dados censurados do monitoramento do IGAM foram substituídos pelo próprio valor do limite do método, metodologia adotada também por outros autores, como mencionado no item 4.2.3. Foram incluídas apenas as estações de monitoramento com frequência trimestral e com todas as coletas durante o período analisado. Para as estações com frequência mensal da bacia do rio das Velhas, foram selecionados os dados trimestrais, equivalentes aos meses em que as

amostragens trimestrais foram efetuadas. Essa metodologia permite realizar comparações mais homogêneas e confiáveis, além de permitir a aplicação de técnicas multivariadas, uma vez que elas utilizam somente as observações completas, fazendo com que as observações faltantes resultem na eliminação de outros dados da mesma coleta (MINGOTI, 2005; TRINDADE, 2013; SOARES, 2017).

#### 4.5.2 Análises efetuadas nos dados de qualidade das águas das UPGRHs

Os dados foram padronizados em escala Z, e então foi realizada uma Análise de Cluster a partir dos dados de todos os parâmetros de cada estação de monitoramento. A AC foi efetuada para avaliação de possíveis variações espaciais na qualidade das águas, agrupando as estações conforme suas similaridades. Foi utilizado o método de agrupamento hierárquico aglomerativo de Ward, que é baseado no modelo linear de mínimos quadrados, e usa a análise da variância para avaliar a distância entre clusters, com o objetivo de minimizar a soma dos quadrados de quaisquer dois clusters que podem ser formados a cada passo (SINGH *et al.*, 2004; SHRESTHA; KAZAMA, 2007). Ou seja, em cada passo, os dois agrupamentos combinados são aqueles que minimizam o aumento na soma total de quadrados em todas as variáveis em todos os agrupamentos (HAIR *et al.*, 2009).

Foi definida a linha de corte a partir de uma inspeção visual e foram formados os grupos nos dendogramas de cada bacia. Foi gerado um mapa constando a localização das estações de monitoramento por grupo formado na AC, também ilustrando as manchas urbanas nas bacias, com ou sem tratamento de esgotos, para verificar a proximidade das estações agrupadas aos centros urbanos. Para cada parâmetro analisado, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis (seguido do teste de comparações múltiplas, se aplicável), ao nível de significância de 5%, para comparação entre os grupos formados na AC. Essa análise foi realizada para identificar os grupos mais e menos impactados nas bacias. A AC e os testes estatísticos descritos foram realizados por meio do *software* Statistica® 10.0.

Por fim, foram calculados os percentuais de violação à DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008, para cada estação de monitoramento, conforme as classes de enquadramento dos corpos d'água onde as estações se localizam. Foram identificados os parâmetros com mais de 50% de violação em pelo menos uma estação de monitoramento durante o período. Considerando os parâmetros incluídos no cálculo do IQA, aqueles que apresentam padrões de qualidade dos cursos d'água são DBO, OD, turbidez, coliformes termotolerantes/*E. coli*, pH, nitrato e P-total

(Tabela 4.2). Logo, estes foram avaliados quanto aos percentuais de violação por bacia hidrográfica.

#### **4.6 Avaliação comparativa entre os resultados encontrados nas duas UPGRHs**

Como não foi possível efetuar comparações estatísticas entre as duas bacias hidrográficas, sendo os resultados apresentados separadamente para cada uma delas, foi necessária mais uma etapa para viabilizar a avaliação comparativa, de maneira qualitativa, entre os resultados de cada UPGRH.

A partir dos resultados encontrados nas etapas anteriores, foi elaborado um quadro síntese, constando os principais aspectos das duas bacias hidrográficas. Então, foi possível realizar uma discussão comparativa entre as bacias, como as tecnologias empregadas em ambas as UPGRHs, distinções entre as concentrações dos esgotos brutos e tratados, bem como entre a qualidade das águas dos corpos receptores e das bacias hidrográficas em geral.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 *Estações de tratamento de esgotos avaliadas na pesquisa*

A Tabela 5.1 apresenta as informações sobre cada município com sede municipal localizada nas bacias hidrográficas em estudo, indicando a existência ou não de tratamento de esgotos, bem como se a ETE em questão foi incluída na pesquisa. Os nomes dos municípios foram apresentados em códigos, conforme descrito na Metodologia.

Foram identificadas 52 ETEs que operam em 26 municípios na bacia do rio das Velhas, visto que algumas sedes municipais possuem mais de um sistema de esgotamento. Na bacia dos rios Jequitai e Pacuí, foram levantadas 13 ETEs em operação em 11 municípios.

Para a seleção das ETEs analisadas na pesquisa, foram solicitados dados de monitoramento para todos os municípios em que havia sido identificado tratamento de esgotos na localidade por meio do croqui da sede municipal do Atlas Esgotos (ANA, 2017b). Em alguns casos os dados não foram repassados pelos prestadores, logo não foi possível a inclusão das ETEs. Em outros casos os dados foram repassados, mas não compreendiam todo o período de monitoramento selecionado para cada bacia, o que também inviabilizou a inclusão desses sistemas. As ETEs incluídas na pesquisa são mostradas em destaque na Tabela 5.1 e serão apresentadas novamente e com maiores detalhes nos resultados de cada bacia hidrográfica.

Em alguns municípios havia sido identificada estação de tratamento por meio do croqui do Atlas Esgotos (ANA, 2017b), mas após contato telefônico com os prestadores do serviço, foi informado que o município possui uma ETE, mas que nunca foi operada, ou não apresenta nenhum tipo de manutenção, operando apenas como uma caixa de passagem. Essa situação foi verificada nos municípios 20, 26 e 36. Os responsáveis afirmavam que houve recurso financeiro para a implantação da estação, mas não houve para a continuidade da operação. O aporte financeiro para a implementação das soluções não é suficiente, caso não exista capacidade institucional para a prestação dos serviços, sendo que há diversos exemplos de sistemas de esgotamento sanitário no país que nunca operaram ou foram abandonados, devido a esta questão (ANA, 2017a). Nestas situações, foi considerado que o município não possui tratamento de esgotos.

**Tabela 5.1** - Informações sobre as sedes municipais com ou sem tratamento de esgotos localizadas nas bacias hidrográficas em estudo

Bacia hidrográfica	Código do município	Tecnologia de tratamento	Faixa da população urbana total do município (habitantes)	Início do período do monitoramento analisado	Término do período do monitoramento analisado
	1	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	2	LAC <sup>c</sup>	< 5.000	-	-
	3	Sem tratamento	5.001 - 10.000	-	-
	4	<b><u>A-LAC</u></b>	> 100.000	jan/11	set/18
		B-UASB <sup>b</sup>		abr/14	jul/18
		C-UASB <sup>a b</sup>		jan/11	nov/15
		<b><u>D-UASB+FBP</u></b>		jan/11	ago/18
		<b><u>E-UASB</u></b>		jan/11	jul/16
	5	UASB+LF <sup>b</sup>		ago/13	jul/16
	6	Sem tratamento	20.001 - 50.000	-	-
	7		5.001 - 10.000		
	8	<b><u>LAN+LF</u></b>	20.001 - 50.000	jan/11	set/18
	9	<b><u>LF+LM</u></b>	5.001 - 10.000	jan/11	set/18
	10	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	11	LF <sup>b</sup>	5.001 - 10.000	ago/11	dez/15
	12	<b><u>UASB+LF+LM</u></b>	20.001 - 50.000	fev/10	mai/16
	13	<b><u>UASB+FBP</u></b>	50.001 - 100.000	ago/11	jun/16
	14	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	15	UASB+FAN <sup>b</sup>	< 5.000	mai/13	set/18
	16	Sem tratamento	5.001 - 10.000	-	-
	17	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	18	UASB+FBP <sup>b</sup>	20.001 - 50.000	jan/15	jul/18
	19	UASB+FBP <sup>b</sup>	10.001 - 20.000	dez/15	jul/18
	20	Sem tratamento <sup>d</sup>	< 5.000	-	-
Rio das Velhas	21	<b><u>A-LAP</u></b>	20.001 - 50.000	jan/11	jul/18
		<b><u>B-UASB+Flot</u></b>		jan/11	jul/18
	22	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	23	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	24	Não identificada <sup>c</sup>	< 5.000	-	-
	25	<b><u>A-UASB+FBP</u></b>	50.001 - 100.000	jan/11	jul/18
		<b><u>B-UASB+FBP</u></b>		jan/11	set/18
	26	Sem tratamento <sup>d</sup>	< 5.000	-	-
	27	UASB+FBP <sup>b</sup>	20.001 - 50.000	out/15	set/18
	28	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	29	FA+FAN <sup>c</sup>	< 5.000	-	-
	30	UASB <sup>b</sup>	5.001 - 10.000	jun/16	set/18
	31	A-UASB+FBP <sup>b</sup>	> 100.000	ago/16	jul/18
		B-UASB+FBP <sup>b</sup>		set/17	jul/18
	32	A-UASB+FBP <sup>a b</sup>	> 100.000	set/14	set/18
<b><u>B-LF</u></b>		jan/11		set/18	
C-UASB+FBP <sup>b</sup>		mar/15		set/18	
33	UASB <sup>c</sup>	5.001 - 10.000	-	-	
34	Sem tratamento	> 100.000	-	-	
35	<b><u>A-UASB+Solo</u></b>	> 100.000	jan/11	set/18	
	<b><u>B-UASB</u></b>		jan/11	jul/18	
	C-UASB <sup>a b</sup>		jan/11	nov/15	
	<b><u>D-LFA</u></b>		jan/11	set/18	
	E-UASB+FBP <sup>b</sup>		ago/13	set/18	
			F-UASB+FBP <sup>b</sup>	jun/16	set/18

Bacia hidrográfica	Código do município	Tecnologia de tratamento	Faixa da população urbana total do município (habitantes)	Início do período do monitoramento analisado	Término do período do monitoramento analisado
	36	Sem tratamento <sup>d</sup>	< 5.000	-	-
	37	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	38	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	39	A-UASB+FBP <sup>b</sup> <b><u>B-UASB+FBP</u></b>	10.001 - 20.000	jun/13 jan/11	jul/18 set/18
		A-UASB <sup>c</sup>		-	-
		B-UASB <sup>c</sup>		-	-
		C-TS+FAN <sup>c</sup>		-	-
		D-TS+FAN <sup>c</sup>		-	-
		E-UASB <sup>c</sup>		-	-
	40	F-UASB <sup>c</sup>	> 100.000	-	-
		G-UASB <sup>c</sup>		-	-
		H-UASB <sup>c</sup>		-	-
		I-UASB <sup>c</sup>		-	-
		J-UASB <sup>c</sup>		-	-
		K-FAN <sup>c</sup>		-	-
	41	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	42	UASB <sup>b</sup>	20.001 - 50.000	jan/12	mai/16
		<b><u>A-LAP</u></b>		jan/11	set/18
	43	<b><u>B-LAP</u></b>	> 100.000	jan/11	set/18
		C-UASB+FBP <sup>b</sup>		fev/16	set/18
	44	Sem tratamento	20.001 - 50.000	-	-
	45	UASB+Solo <sup>c</sup>	20.001 - 50.000	-	-
	46	Sem tratamento	20.001 - 50.000	-	-
	47	Sem tratamento	< 5.000	-	-
		<b><u>A-UASB+FAN</u></b>		fev/13	jun/16
	48	<b><u>B-TS + FAN</u></b>	5.001 - 10.000	jan/13	mai/16
		<b><u>C-TS + FAN</u></b>		jan/13	mai/16
	49	UASB+FAN+LM <sup>c</sup>	10.001 - 20.000	-	-
	50	<b><u>UASB+LF</u></b>	< 5.000	fev/13	jun/16
	51	<b><u>UASB+FBP</u></b>	< 5.000	fev/13	jun/16
Rios Jequitaiá e Pacuí	52	LAN+LF+LM <sup>b</sup>	5.001 - 10.000	ago/14	jun/16
	53	<b><u>LAN+LF+LM</u></b>	< 5.000	jun/13	set/18
	54	Sem tratamento	5.001 - 10.000	-	-
	55	LFA <sup>c</sup>	< 5.000	-	-
	56	<b><u>LAN+LF+LM</u></b>	< 5.000	fev/13	jun/16
	57	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	58	UASB+LF <sup>c</sup>	50.001 - 100.000	-	-
	59	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	60	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	61	Sem tratamento	< 5.000	-	-
	62	Sem tratamento	5.001 - 10.000	-	-
	63	<b><u>UASB+FBP</u></b>	20.001 - 50.000	abr/10	jun/16

Obs.: ETEs sublinhadas e em negrito foram incluídas na pesquisa; a: ETE foi desativada; b: Dados de monitoramento foram recebidos mas a ETE não foi incluída no estudo pois o período não é comum; c: Dados de monitoramento não foram encaminhados pelo prestador ou não foi possível o contato com o responsável, logo, a ETE não foi incluída no estudo; d: Município possui ETE, mas sem operação e manutenção adequadas ou mesmo que nunca chegou a operar.

Nos municípios 2 e 55, apesar de diversas tentativas de contato por ligações telefônicas e correios eletrônicos, não foi possível contato com os responsáveis pelo serviço de esgotamento sanitário nas localidades. Desta forma, as informações apresentadas na Tabela 5.1 são aquelas disponíveis no Atlas Esgotos (ANA, 2017b), não sendo possível confirmá-las.

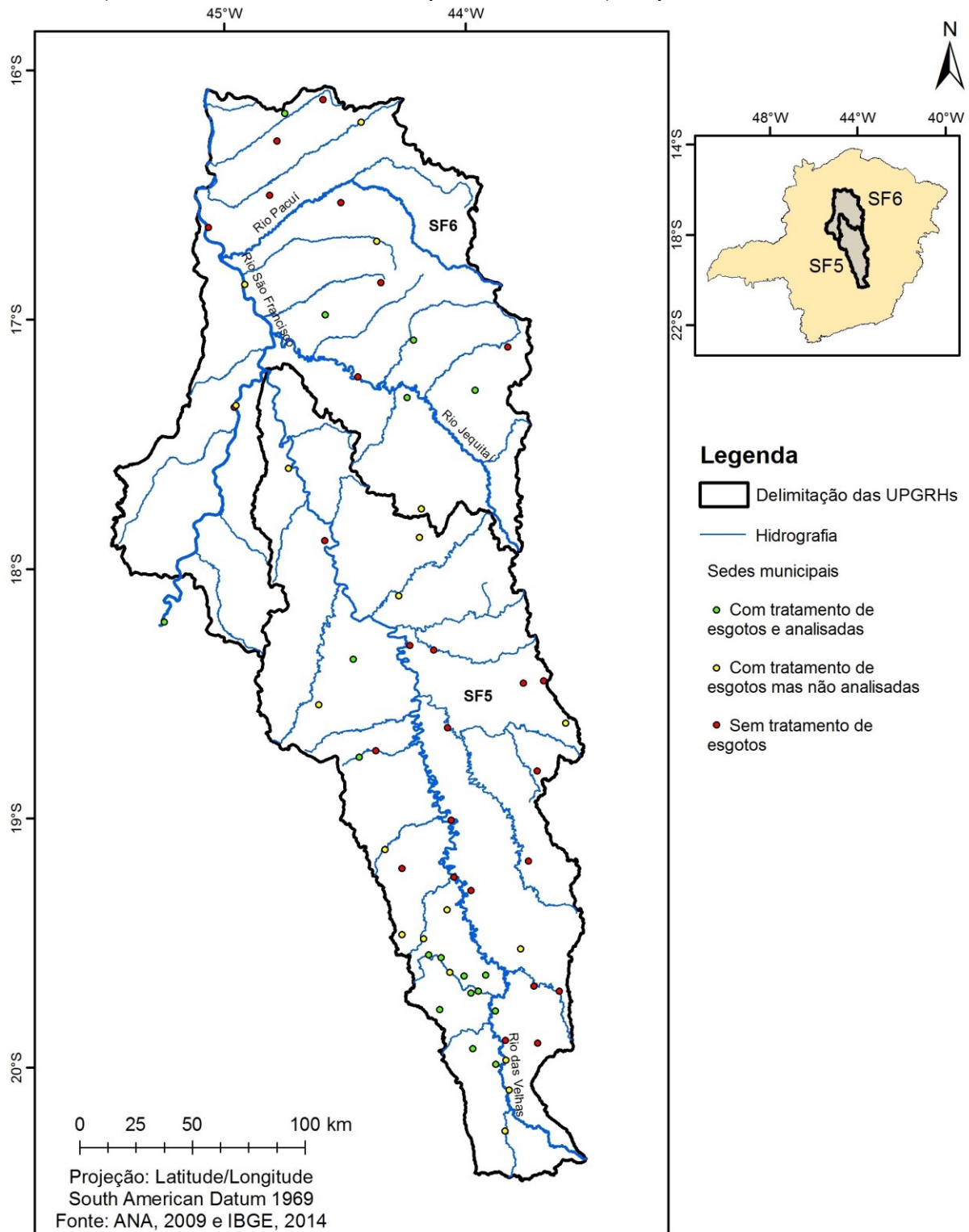
Ressalta-se que uma mesma estação de tratamento atende dois municípios (7 e 8), bem como algumas sedes municipais possuem mais de um sistema de esgotamento sanitário, como exemplo o município 4. É importante destacar, ainda, que a sede urbana do município 9 não é atendida por serviço de tratamento de esgotos, e a ETE em questão trata os esgotos gerados em um aeroporto. O mesmo acontece com o município 25, sendo que as duas estações (ETE-25A e ETE-25B) atendem apenas bairros do município, que são afastados do centro urbano. Além disso, a ETE-35A, do município 35, atende um sistema prisional.

Considerando os municípios com tratamento de esgotos, alguns prestadores alegaram a não existência de monitoramento no local, como exemplo a estação do município 33, em que o operador informou que há monitoramento apenas do parâmetro DBO. Outros não enviaram os dados para inclusão das ETEs na pesquisa, como as estações dos municípios 40, 45 e 49.

Considerando os municípios com tratamento de esgotos e cujos dados foram enviados pelos prestadores para a pesquisa, foi necessário estabelecer um período comum para a análise comparativa entre as ETEs. Foi levado em conta um período que abrangesse grande parte dos sistemas e desta forma, nem todas as estações cujos dados foram enviados, foram possíveis de serem incluídas para análise, como exemplo, ETE-31B, cujo monitoramento iniciou tardiamente (Tabela 5.1).

A Figura 5.1 mostra os municípios das bacias com tratamento de esgotos que foram avaliados na pesquisa, bem como aqueles com tratamento, mas que não foram incluídos na análise. São ilustrados também os municípios sem o serviço de tratamento de esgotos domésticos.

**Figura 5.1** - Sedes municipais das UPGRHs SF5 e SF6, destacando os municípios com ETE (analisadas e não analisadas no presente trabalho) e aqueles sem tratamento



## 5.2 Bacia Hidrográfica do rio das Velhas

A Figura 5.2 ilustra a localização das ETEs da UPGRH SF5 analisadas na pesquisa. A Tabela 5.2 apresenta o número de estações incluídas na análise por modalidade de tratamento, bem como as siglas adotadas para as modalidades, enquanto a Tabela 5.3 mostra a caracterização de cada uma das ETEs.

**Tabela 5.2 - Número e percentual das ETEs estudadas na UPGRH SF5 por cada modalidade**

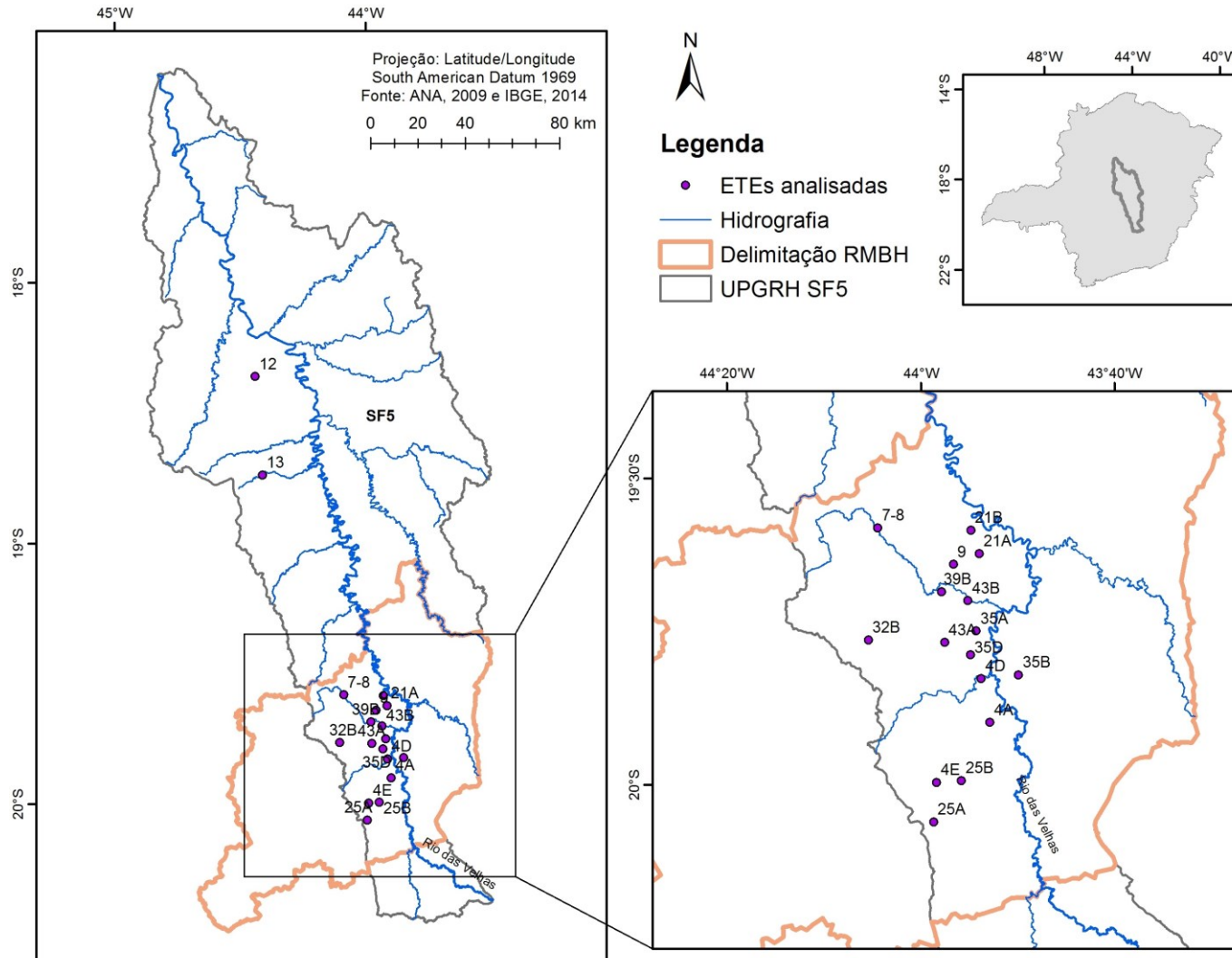
Modalidade de tratamento	Sigla	Número de ETEs	% de ETEs
Lodos ativados convencional	LAC	1	5,6%
Lodos ativados aeração prolongada	LAP	3	22,2%
Lagoa facultativa	LF	1	5,6%
Lagoa aerada facultativa	LFA	1	5,6%
Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa	LAN + LF	1	5,6%
Lagoa facultativa + Lagoa de maturação	LF + LM	1	5,6%
Reator UASB	UASB	2	11,1%
Reator UASB + Flotação por ar dissolvido com o coagulante cloreto férrico	UASB + Flot	1	5,6%
Reator UASB + Disposição no solo por escoamento superficial	UASB + Solo	1	5,6%
Reator UASB + Filtro biológico percolador	UASB + FBP	5	27,8%
Reator UASB + Lagoa facultativa + Lagoa de maturação	UASB + LF+ LM	1	5,6%
<b>Total</b>	11	18	100%

**Tabela 5.3 - Caracterização das ETEs analisadas da UPGRH SF5**

Município	ETE	Ano de início da operação	Vazão de projeto (L/s)	P5% das vazões afluentes (L/s)	P50% das vazões afluentes (L/s)	P95% das vazões afluentes (L/s)	IS (%)
4	ETE-4A-G-LAC	2001	2.250,0 <sup>(1)</sup>	1.977,0	2.350,0	2.561,0	105 <sup>(2)</sup>
	ETE-4D-G-UASB+FBP	2006	1.800,0	1.060,4	1.558,0	1.777,0	87
	ETE-4E-P-UASB	2002	17,2	5,0	9,9	14,3	58
7	ETE-7-8-P-LAN+LF	1998	38,7	13,2	18,4	25,9	48
8							
9	ETE-9-P-LF+LM	1984	8,4	4,1	5,3	6,8	63
12	ETE-12-P-UASB+LF+LM	2002	68,0	15,6	18,0	34,8	26
13	ETE-13-M-UASB+FBP	2011	100,0	50,5	64,0	81,1	64
21	ETE-21A-M-LAP	1998	126,0	28,8	42,9	61,5	34
	ETE-21B-P-UASB+Flot	2005	20,0	8,1	13,7	18,4	69
25	ETE-25A-P-UASB+FBP	2007	9,5	14,0	16,8	20,9	176
	ETE-25B-P-UASB+FBP	2010	25,0	24,1	35,6	48,6	142
32	ETE-32B-P-LF	1990	18,6	7,0	17,1	28,7	92
	ETE-35A-P-UASB+Solo	2009	1,1	0,5	1,2	2,4	108
35	ETE-35B-P-UASB	2005	3,7	1,1	1,3	1,7	37
	ETE-35D-G-LFA	1983	110,0	4,5	64,0	110,0	58
39	ETE-39B-P-UASB+FBP	2010	37,4	13,1	24,0	33,1	64
43	ETE-43A-P-LAP	1985	21,0	23,1	29,7	33,9	141
	ETE-43B-M-LAP	1989	90,0	32,4	46,3	76,9	51

Obs.: P5% = Percentil 5%; P50% = Percentil 50%; P95% = Percentil 95%; IS = Índice de sobrecarga = (Perc. 50% Q<sub>afl.</sub>)/Q<sub>projeto</sub>; <sup>1</sup> 3.375,0 a partir de 2016 com a expansão da ETE; <sup>2</sup> 63 a partir de 2016.

**Figura 5.2 - Localização das ETEs da UPGRH SF5 analisadas na pesquisa**



A título de exemplificação dos códigos adotados para as ETEs (conforme Figura 4.3), a ETE-4A-G-LAC atende o município 4, sendo um dos sistemas do município, por esta razão a letra “A” (Tabela 5.1). A ETE é de grande porte (G) e da tecnologia de lodos ativados convencional (LAC). Foram incluídas na análise 18 ETEs da UPGRH SF5. Percebe-se a maior concentração das unidades na Região Metropolitana de Belo Horizonte, sendo que apenas a ETE-12-P-UASB+LF+LM e a ETE-13-M-UASB+FBP não se encontram nos limites da RMBH (Figura 5.2). Tal fato é consequência da elevada concentração populacional e de sedes municipais no local, bem como da maior proporção de municípios com tratamento de esgotos, devido ao maior desenvolvimento econômico da região (SILVA, 2018).

Nos últimos anos no Brasil houve grande disseminação da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos, especialmente dos reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Em Minas Gerais, houve uma evolução significativa do número de unidades em operação com reatores UASB, com ou sem pós-tratamento (CHERNICHARO, 2016). Verifica-se que cerca de 56% das ETEs analisadas localizadas na UPGRH SF5 incluem reatores UASB (Tabela 5.2), em conformidade com o panorama nacional e estadual. Segundo Chernicharo *et al.* (2018), nas ETEs brasileiras que apresentam reator UASB e um pós-tratamento como parte integrante do processo, o pós-tratamento mais empregado são os filtros biológicos percoladores, sendo que cerca de 65% deles encontram-se no estado de Minas Gerais.

Apesar de algumas tecnologias compreenderem um baixo número de estações de tratamento (Tabela 5.2), pretendeu-se retratar a realidade vivenciada na bacia hidrográfica, na tentativa de incluir o máximo de ETEs em operação na área de estudo. Por exemplo, há apenas uma ETE de LF, por ser uma configuração de fato pouco empregada na bacia. Assim, os resultados apresentados pretendem representar a realidade vivenciada por sistemas individuais durante o período em análise, não devendo ser generalizados para a tecnologia de tratamento empregada.

A definição dos portes das ETEs, a partir do percentil 95% das vazões afluentes, demonstrou que, das 18 ETEs analisadas, 12 são de pequeno, 3 de médio, e 3 de grande porte (Tabela 5.3). A prevalência de estações de pequeno porte corrobora o observado por Noyola *et al.* (2012) na amostragem de ETEs da América Latina e por Chernicharo *et al.* (2018) ao analisar o panorama do tratamento de esgotos nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil. Além disso, é importante mencionar que Minas Gerais é o estado brasileiro com maior número de

municípios. Dos 853 municípios mineiros, 240 possuíram população residente inferior a 5.000 habitantes e 251 municípios apresentaram população entre 5.001 e 10.000 no censo de 2010 (IBGE, 2010). Como há muitos municípios de pequeno porte no estado, há muitos sistemas de tratamento de esgotos também de pequeno porte.

Além disso, considerando os resultados do cálculo do IS para o período analisado, foram identificadas cinco estações de tratamento com valores acima de 100% na bacia do rio das Velhas no período (Tabela 5.3), sendo que tal condição de sobrecarga hidráulica pode afetar negativamente o desempenho dos sistemas.

## **5.2.1 Esgotos brutos e tratados e eficiências de remoção**

### **5.2.1.1 Dificuldades encontradas**

Na organização e sistematização do banco de dados, foram encontradas certas dificuldades e inconsistências nos dados de monitoramento das ETEs da bacia do rio das Velhas. Destaca-se o período de monitoramento distinto entre as ETEs, bem como a frequência de monitoramento variável entre elas, e até mesmo entre os parâmetros monitorados em uma mesma estação. Tais dificuldades também foram relatadas por Oliveira (2006), Monteiro (2009), Alderson, Santos e Mota Filho (2015) e Leonel (2016). Alguns parâmetros foram monitorados semestralmente, o que reduz a representatividade para determinados contextos. Houve, ainda, falhas nos monitoramentos das ETEs, como foi também observado por Monteiro (2009) e Silveira (2011).

Os parâmetros monitorados por cada ETE foram diversos, sendo que algumas apresentavam um monitoramento mais completo, com um grande número de variáveis, e outras, um monitoramento mais simplificado, como também foi observado em diversos trabalhos que analisaram o desempenho de ETEs em operação no Brasil (OLIVEIRA, 2006; MONTEIRO, 2009; SILVEIRA, 2011; ALDERSON; SANTOS; MOTA FILHO, 2015; ESPINOSA, 2016; LEONEL, 2016).

Outras dificuldades semelhantes àquelas percebidas por Oliveira (2006) foram verificadas: presença de valores discrepantes, em ordem de grandeza incompatível com a realidade em algumas amostragens. Além disso, houve indefinição do tipo de amostragem praticado (se amostras simples ou compostas), bem como sobre o horário das coletas. Em muitos casos, inclusive, não era indicado nem mesmo o dia das coletas, mas apenas o mês e o ano.

Sendo assim, para permitir análises comparativas entre as ETEs, foi selecionado um período comum de análise, conforme mencionado, o que fez com que algumas estações fossem excluídas da pesquisa. Foi selecionado o período entre julho/agosto (4º bimestre) de 2011 a maio/junho (3º bimestre) de 2016. Além disso, foram selecionados parâmetros de monitoramento que pudessem ser analisados na maior parte das ETEs da UPGRH SF5. Os parâmetros selecionados para os esgotos (brutos e tratados) são mostrados na Tabela 5.4. Destaca-se que duas ETEs (ETE-12-P-UASB+LF+LM e ETE-13-M-UASB+FBP) apresentaram menos parâmetros monitorados, conforme indicado na Tabela 5.4.

**Tabela 5.4** - Parâmetros selecionados para análise dos esgotos brutos e tratados da UPGRH SF5

ETEs	Parâmetros dos esgotos brutos	Parâmetros dos esgotos tratados
ETE-12-P-UASB+LF+LM e ETE-13-M-UASB+FBP	DBO, DQO, S-Sedim	DBO, DQO, S-Sedim, N-amoniacal, nitrato, P-total, <i>E. coli</i> , pH
Demais ETEs	DBO, DQO, SST, S-Sedim, N-amoniacal, P-total, <i>E. coli</i> , pH	DBO, DQO, SST, S-Sedim, N-amoniacal, nitrato, P-total, <i>E. coli</i> , pH

Obs.: DBO = Demanda bioquímica de oxigênio; DQO = Demanda química de oxigênio; S-Sedim = Sólidos sedimentáveis; N-amoniacal = Nitrogênio amoniacal; P-total = Fósforo total; *E. coli* = *Escherichia coli*; pH = Potencial hidrogeniônico; SST = Sólidos em suspensão totais.

#### 5.2.1.2 Análises estatísticas preliminares dos esgotos brutos e tratados

Após análise de consistência dos dados, poucos valores foram excluídos do banco de dados, sendo que nem todas as ETEs e nem todos os parâmetros resultaram em valores excluídos. Foram excluídos no total 16 dados dos esgotos da UPGRH SF5 (Tabela 5.5). Alguns exemplos de valores não considerados passíveis de ocorrência foram valores de pH de 26,4, valores nulos afluentes e efluentes de *E. coli*, e concentrações de DQO como *outliers* inferiores, com valores inferiores às concentrações de DBO na mesma amostragem.

A Tabela 5.6 apresenta o número de dados mantidos por ETE e por parâmetro analisado da bacia do rio das Velhas. As estações ETE-4A-G-LAC, ETE-4D-G-UASB+FBP e ETE-4E-P-UASB apresentaram monitoramento mensal de todos os parâmetros, para os esgotos bruto e tratado. Nas demais ETEs, de maneira geral, o monitoramento mais frequente (variando entre mensal e bimestral) foi de parâmetros indicativos de matéria orgânica (DBO e DQO), bem como dos sólidos (S-Sedim e SST) e do pH. Os nutrientes (N-amoniacal, nitrato e P-total) apresentaram monitoramento menos frequente (principalmente semestral) enquanto o parâmetro *E. coli* foi monitorado bimestralmente nas estações.

**Tabela 5.5** - Número de dados excluídos após análise de consistência, considerando apenas ETEs e parâmetros que houve exclusão, na UPGRH SF5

ETE	DQO		S-Sedim		P-total		<i>E. coli</i>		pH		Total
	B	T	B	T	B	T	B	T	B	T	
ETE-4D-G-UASB+FBP	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	2
ETE-4E-P-UASB	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	2
ETE-7-8-P-LAN+LF	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2
ETE-21B-P-UASB+Flot	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
ETE-25A-P-UASB+FBP	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
ETE-25B-P-UASB+FBP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
ETE-32B-P-LF	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	3
ETE-35B-P-UASB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
ETE-35D-G-LFA	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
ETE-43A-P-LAP	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
ETE-43B-M-LAP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<b>Total</b>	1	1	1	0	2	0	3	3	2	3	16

Obs: B = Bruto; T = Tratado.

**Tabela 5.6** - Número de dados analisados por ETE e por parâmetro, para os esgotos brutos (B) e tratados (T) na UPGRH SF5

ETE	DBO		DQO		SST		S-Sedim		N-amoniacoal		Nitrito	P-total		<i>E. coli</i>		pH		Total
	B	T	B	T	B	T	B	T	B	T		T	B	T	B	T	B	
4A-G-LAC	59	59	59	59	59	59	59	59	59	59	57	58	58	58	58	59	59	997
4D-G-UASB+FBP	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	55	60	60	56	57	60	60	1.008
4E-P-UASB	60	60	59	60	60	60	54	54	58	58	59	58	59	56	55	54	54	978
7-8-P-LAN+LF	60	60	59	59	60	60	60	60	12	12	12	12	12	29	29	60	60	716
9-P-LF+LM	60	60	60	60	60	60	60	60	12	12	12	12	12	30	30	60	60	720
12-P-UASB+LF+LM	29	29	29	29	0	0	29	29	0	10	8	0	9	0	29	0	29	259
13-M-UASB+FBP	27	27	27	27	0	0	27	27	0	9	8	0	9	0	27	0	27	242
21A-M-LAP	60	60	60	60	60	60	60	60	12	12	12	12	12	30	30	60	60	720
21B-P-UASB+Flot	59	58	60	59	60	59	60	60	12	12	12	12	12	31	30	59	60	715
25A-P-UASB+FBP	60	60	60	60	60	60	60	60	13	13	14	14	14	31	31	59	60	729
25B-P-UASB+FBP	60	60	60	60	60	60	60	57	14	14	13	14	14	30	30	60	54	720
32B-P-LF	59	59	58	59	59	59	58	53	11	11	11	11	11	30	30	55	55	689
35A-P-UASB+Solo	57	55	57	55	57	55	60	60	13	13	13	13	13	30	30	60	60	701
35B-P-UASB	59	59	60	60	60	60	60	60	12	12	10	12	12	30	30	60	59	715
35D-G-LFA	58	58	58	58	59	58	58	60	12	12	12	12	12	28	29	58	60	702
39B-P-UASB+FBP	60	60	60	60	60	60	60	60	14	14	14	14	14	31	31	60	60	732
43A-P-LAP	59	59	60	60	60	60	60	60	12	12	12	11	12	30	30	60	60	717
43B-M-LAP	60	60	60	60	60	60	60	60	21	21	21	21	21	31	31	60	59	766
<b>Total</b>	1.006	1.003	1.006	1.005	954	950	1.005	999	347	366	355	346	366	561	617	944	996	12.826

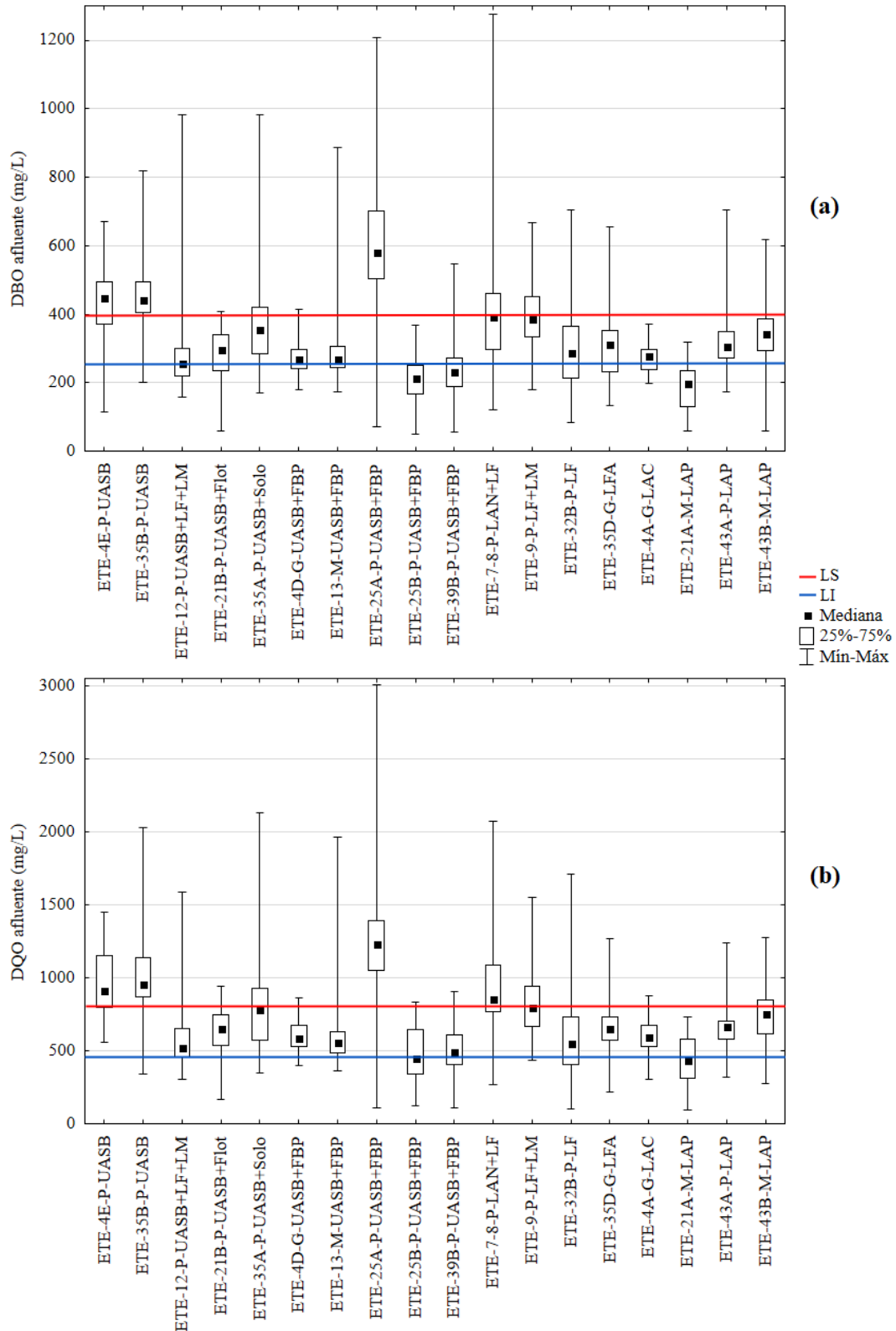
No Apêndice I (Tabelas I.1 a I.18) são mostrados os resultados das estatísticas descritivas das concentrações afluentes e efluentes e das eficiências de remoção de cada ETE da bacia do rio das Velhas.

### 5.2.1.3 Esgotos brutos

A Figura 5.3 apresenta as concentrações de DBO (a) e de DQO (b) dos esgotos brutos das ETEs durante o período analisado, bem como os limites inferior (LI) e superior (LS) das faixas típicas de concentrações afluentes reportadas em von Sperling (2014a). Percebeu-se um comportamento similar para os dois parâmetros, com a maior parte dos dados da maioria das ETEs dentro do usual. No entanto, foram encontrados esgotos mais concentrados que o usualmente reportado nas duas estações com tecnologia de reator UASB sem pós-tratamento (ETE-4E-P-UASB e ETE-35B-P-UASB), bem como na ETE-25A-P-UASB+FBP e na ETE-7-8-P-LAN+LF (esta última para DQO), com medianas acima dos limites superiores da faixa indicada por von Sperling (2014a). Em outros sistemas foram verificados esgotos afluentes mais diluídos, com concentrações abaixo dos limites inferiores (ETE-25B-P-UASB+FBP, ETE-39B-P-UASB+FBP e ETE-21A-M-LAP).

Oliveira e von Sperling (2005a), Silva Filho (2007), Monteiro (2009), Espinosa (2016) e Leonel (2016) verificaram, de maneira geral, concentrações afluentes de matéria orgânica mais elevadas que o usualmente expresso na literatura para as ETEs de cada estudo. Diversos fatores foram levantados pelos autores como possíveis causas para os resultados encontrados, dentre eles um menor consumo per capita de água nos municípios estudados, contribuições industriais, tipo de amostragem praticado e menores coeficientes de retorno nos sistemas. Oliveira e von Sperling (2005a) e Silva Filho (2007) ressaltaram a necessidade de maiores investigações em cada sistema para explicar tais concentrações elevadas. Um dos fatores elencados pelos autores, as contribuições industriais, pode ser uma das causas das concentrações mais elevadas de matéria orgânica nos esgotos, principalmente nas ETEs localizadas na RMBH, uma vez que o aporte de efluentes não domésticos tem sido uma realidade vigente no contexto brasileiro, sobretudo em regiões onde a expansão industrial ocorre de forma mais expressiva (ALMEIDA *et al.*, 2018).

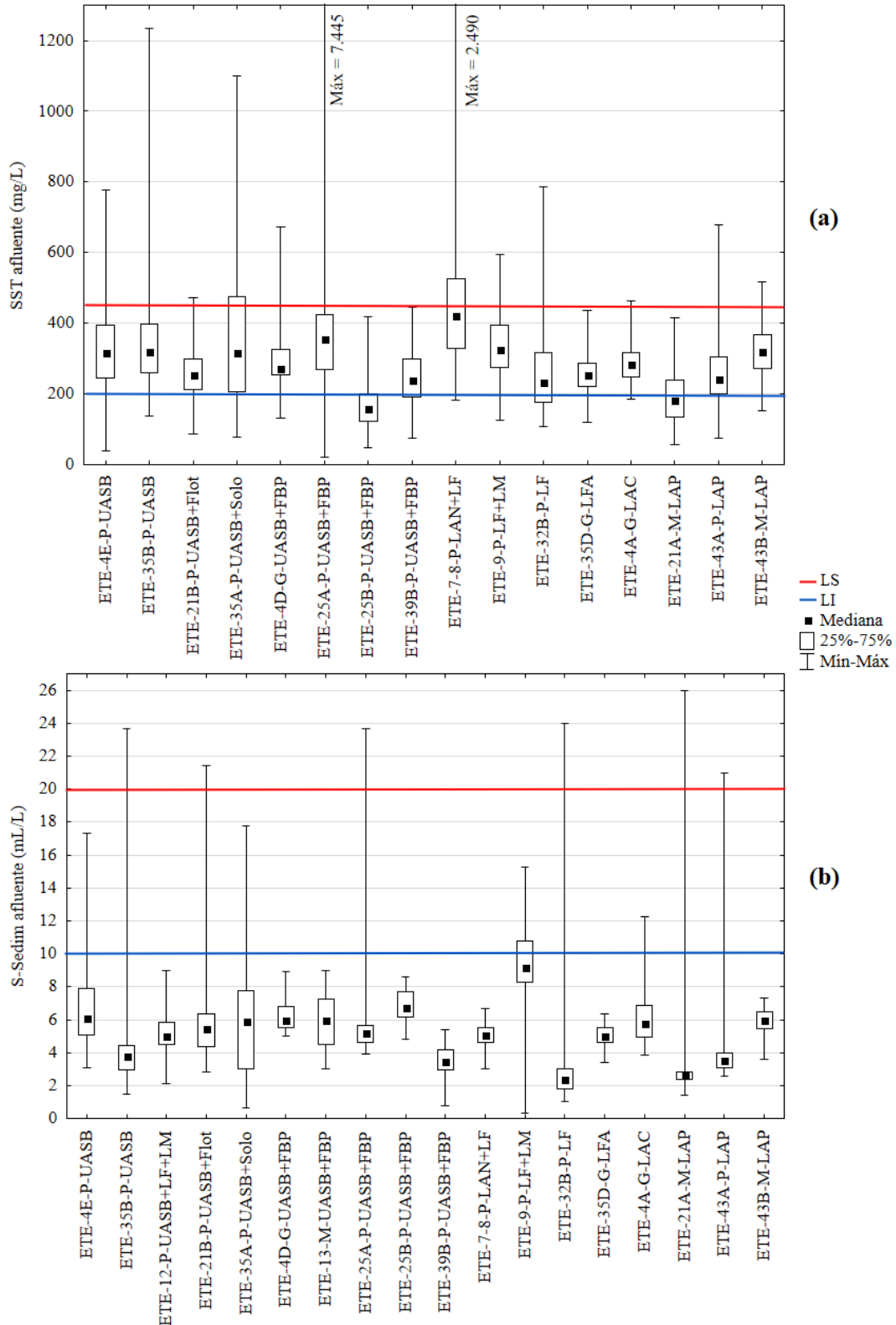
**Figura 5.3 - Concentrações afluentes de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF5**



Obs.: LS e LI são os limites superior e inferior, respectivamente, das faixas obtidas em von Sperling (2014a).

A Figura 5.4 apresenta as concentrações de SST (a) e os teores de S-Sedim (b) afluentes às ETEs durante o período analisado, novamente com as faixas típicas reportadas por von Sperling (2014a).

**Figura 5.4 - Concentrações de SST (a) e teores de S-Sedim (b) afluentes às ETEs da UPGRH SF5**



Obs.: LS e LI são os limites superior e inferior, respectivamente, das faixas obtidas em von Sperling (2014a).

Em relação ao parâmetro SST, a maior parte dos dados das ETEs apresentaram concentrações dentro da faixa reportada na literatura, sendo que apenas a ETE-25B-P-UASB+FBP e a ETE-

21A-M-LAP apresentaram medianas abaixo do limite inferior da faixa. Tais unidades também apresentaram baixas concentrações afluentes de DBO e DQO, o que indica novamente esgotos mais diluídos nessas localidades.

Oliveira (2006), assim como para DBO e DQO, encontrou para o processo de lodos ativados concentrações afluentes de SST inferiores a de outros sistemas de tratamento. Oliveira (2006), Monteiro (2009) e Espinosa (2016) observaram alguns valores extremos das concentrações de SST nos esgotos brutos, no entanto, a maior parte do conjunto de dados analisados em cada estudo apresentou concentrações próximas ao reportado na literatura, em conformidade com o observado nas ETEs da UPGRH SF5.

Em relação aos teores afluentes de S-Sedim, valores muito abaixo do reportado em von Sperling (2014a) foram encontrados (Figura 5.4 (b)). A mediana de todos os sistemas foi inferior ao limite inferior da faixa típica, sendo que em muitas ETEs até mesmo o valor máximo encontrado foi inferior a esse limite.

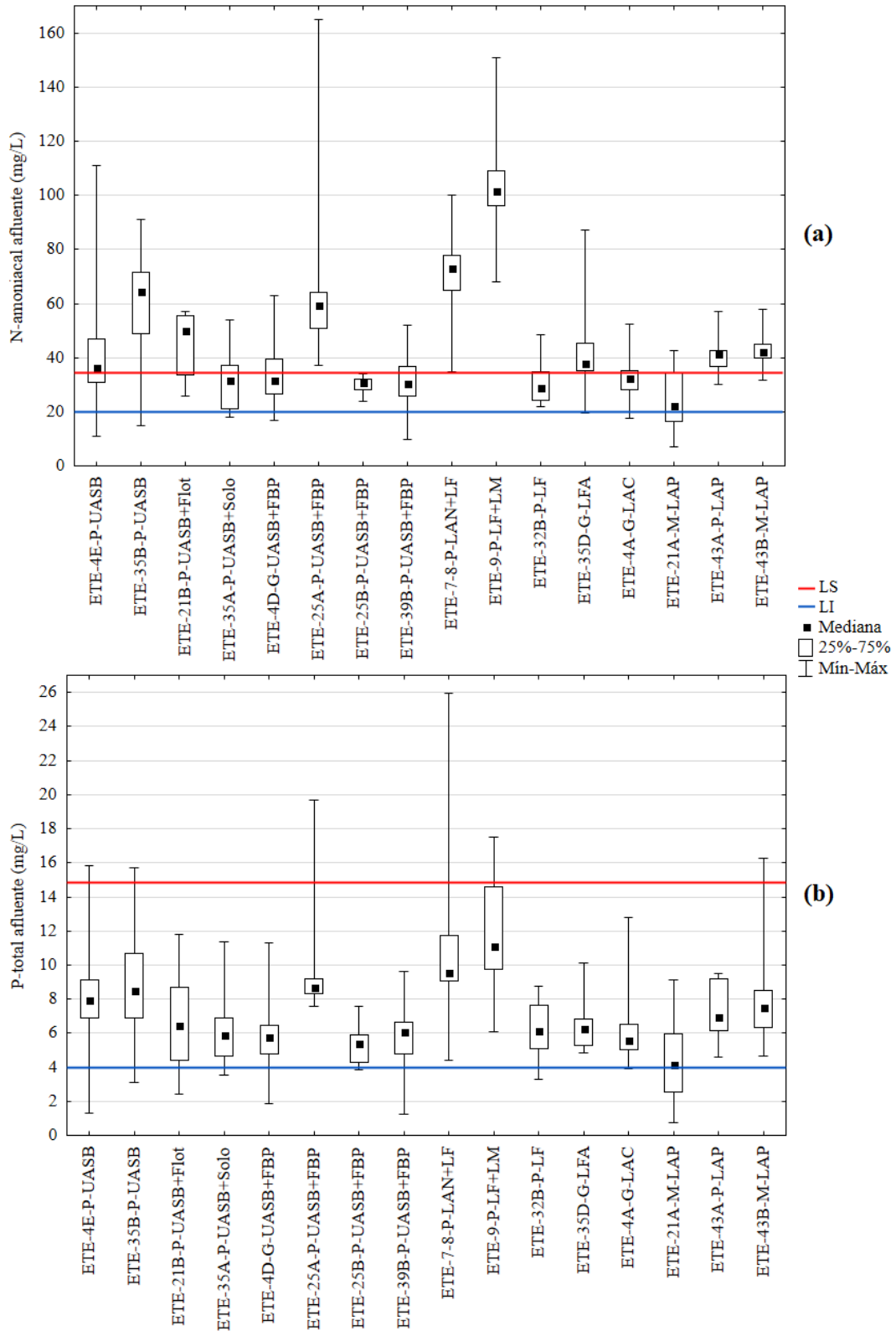
A Figura 5.5 ilustra as concentrações de N-amoniacoal (a) e P-total (b) dos esgotos brutos das ETEs da bacia do rio das Velhas. Em relação às concentrações de N-amoniacoal, algumas estações apresentaram a maior parte dos dados dentro da faixa típica de esgotos brutos (ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-4D-G-UASB+FBP, ETE-25B-P-UASB+FBP, ETE-39B-P-UASB+FBP, ETE-32B-P-LF, ETE-4A-G-LAC e ETE-21A-M-LAP). As demais ETEs apresentaram medianas maiores em relação ao limite superior da faixa, sendo que nas estações ETE-25A-P-UASB+FBP, ETE-7-8-P-LAN+LF e ETE-9-P-LF+LM os valores mínimos superaram esse limite (Figura 5.5 (a)). Essas três ETEs também apresentaram concentrações afluentes elevadas de DBO e DQO (Figura 5.3).

Em relação à faixa de concentrações típicas de N-amoniacoal de esgotos brutos indicada por von Sperling (2014a), de 20 a 35 mg/L, Santos (2007) indica uma faixa mais ampla, da ordem de 10 a 50 mg/L, que incluiria, portanto, um maior percentual dos dados das ETEs da bacia do rio das Velhas.

Espinosa (2016) ressaltou que o monitoramento de N-amoniacoal é muito escasso nas estações de tratamento de esgotos, provavelmente devido ao fato de as legislações nem sempre exigirem o monitoramento desta variável. De fato, nos diversos estudos que analisaram o desempenho operacional de ETEs em operação no Brasil, nem todos incluíram o parâmetro, e

nos estudos em que foi incluído (SILVEIRA, 2011; ESPINOSA, 2016; LEONEL, 2016), foram avaliadas apenas as concentrações efluentes das ETEs.

**Figura 5.5** - Concentrações afluentes de N-amoniacoal (a) e P-total (b) nas ETEs da UPGRH SF5



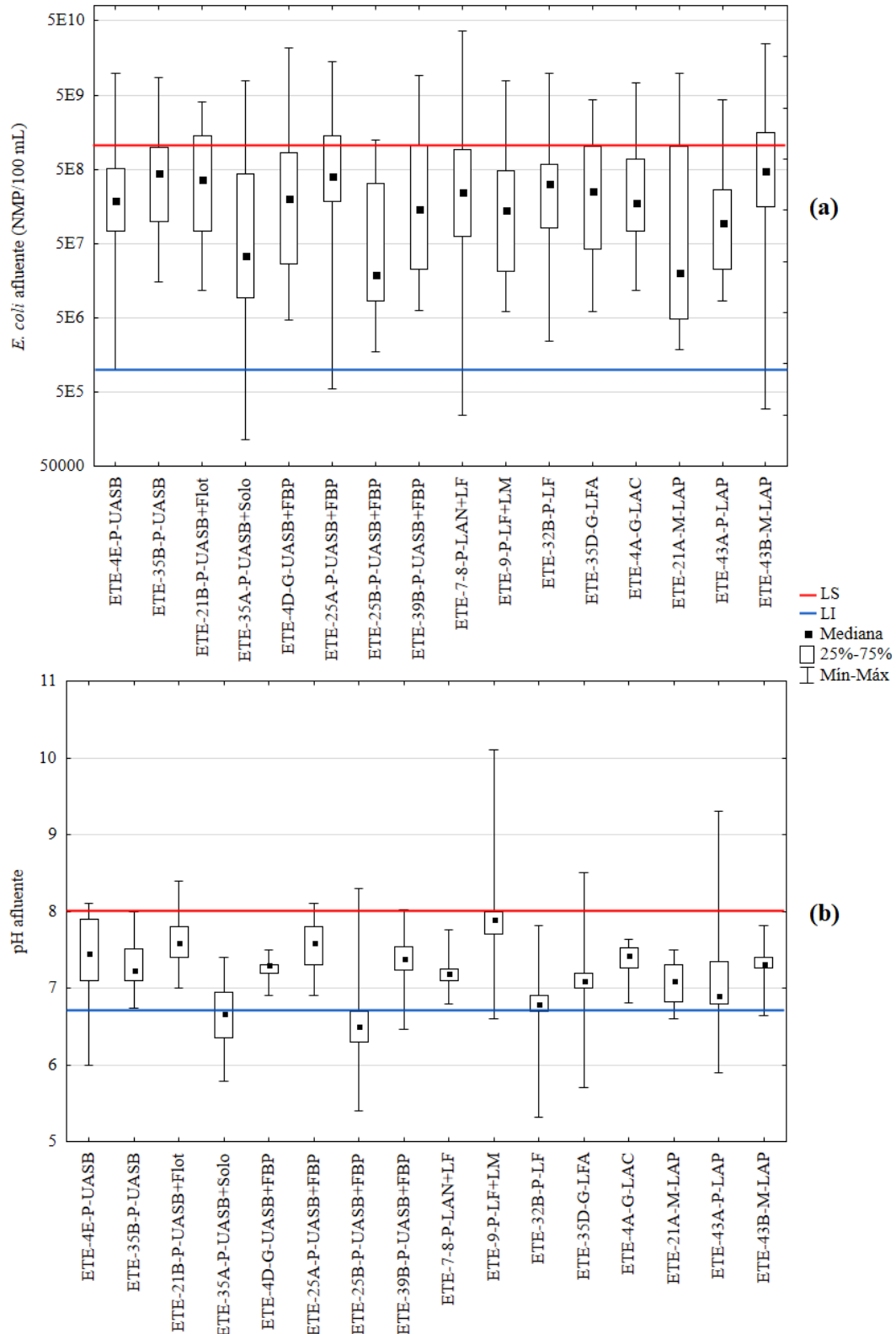
Obs.: LS e LI são os limites superior e inferior, respectivamente, das faixas obtidas em von Sperling (2014a).

A maior parte dos dados das ETEs da bacia do rio das Velhas apresentou concentrações afluentes de P-total dentro do usualmente expresso para esgotos brutos (Figura 5.5 (b)), o que corrobora o observado por Oliveira (2006) e Leonel (2016). Em relação à faixa de concentrações de P-total nos esgotos domésticos indicada por Santos (2007), trata-se de valores ligeiramente superiores (5 a 20 mg/L) em relação ao proposto por von Sperling (2014a). De maneira geral, os dados das ETEs apresentam concentrações também dentro da faixa proposta por Santos (2007).

A Figura 5.6 mostra as concentrações afluentes de *E. coli* (a) e os valores afluentes de pH (b) nas ETEs da bacia do rio das Velhas no período analisado. Em relação ao parâmetro microbiológico, todas as estações apresentaram dados dentro da faixa típica dos esgotos brutos ( $10^6$  a  $10^9$  NMP/100 mL), que é consideravelmente ampla (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2005a). Ao avaliar concentrações afluentes de coliformes termotolerantes, diversos autores também encontraram valores dentro do esperado para esgotos domésticos brutos (OLIVEIRA, 2006; SILVA FILHO, 2007; MONTEIRO, 2009; ESPINOSA, 2016).

Os valores de pH também se encontraram, de maneira geral, dentro da faixa típica reportada em von Sperling (2014a), próxima da neutralidade (Figura 5.6 (b)). A mediana das ETEs esteve dentro da faixa, com exceção da ETE-35A-P-UASB+Solo e ETE-25B-P-UASB+FBP, que tiveram medianas inferiores ao limite inferior. Silva Filho (2007) também encontrou valores de pH bem ajustados à faixa da literatura, enquanto Monteiro (2009) encontrou valores ligeiramente superiores para as ETEs estudadas.

**Figura 5.6 -** Concentrações de *E. coli* (a) e valores de pH (b) afluentes às ETEs da UPGRH SF5



Obs.: LS e LI são os limites superior e inferior, respectivamente, das faixas obtidas em von Sperling (2014a).

Com relação à comparação das concentrações afluentes entre o período seco e chuvoso, foram selecionados os parâmetros monitorados com maior frequência nas ETEs, portanto com maior

número de dados (Tabela 5.6), viabilizando a aplicação dos testes estatísticos. Sendo assim, foram selecionadas as variáveis DBO, DQO, SST, S-Sedim e *E. coli*. Foi aplicado o teste estatístico não paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5%, para comparar cada parâmetro de cada ETE entre o período seco e chuvoso. A Tabela 5.7 mostra os resultados dos testes aplicados.

**Tabela 5.7** - Resultados do teste de Mann-Whitney ( $\alpha = 5\%$ ), comparando as concentrações afluentes às ETEs entre os períodos seco e chuvoso

	DBO	DQO	SST	S-Sedim	<i>E. coli</i>
ETE-4E-P-UASB	=	=	=	=	=
ETE-35B-P-UASB	↑	↑	=	↑	=
ETE-12-P-UASB+LF+LM	=	=	-	=	-
ETE-21B-P-UASB+Flot	↑	↑	↑	↑	=
ETE-35A-P-UASB+Solo	=	=	=	=	=
ETE-4D-G-UASB+FBP	↑	↑	↑	=	=
ETE-13-M-UASB+FBP	=	=	-	=	-
ETE-25A-P-UASB+FBP	=	=	=	=	↓
ETE-25B-P-UASB+FBP	=	=	=	↑	=
ETE-39B-P-UASB+FBP	↑	↑	↑	↑	=
ETE-7-8-P-LAN+LF	↑	=	=	=	=
ETE-9-P-LF+LM	=	=	=	=	=
ETE-32B-P-LF	=	=	=	=	=
ETE-35D-G-LFA	=	=	=	↑	=
ETE-4A-G-LAC	↑	↑	=	↑	=
ETE-21A-M-LAP	=	=	=	=	=
ETE-43A-P-LAP	↑	↑	=	=	=
ETE-43B-M-LAP	=	=	=	↑	=

= Sem diferença significativa ( $\alpha = 5\%$ ) das concentrações entre os períodos seco e chuvoso;

↑ Concentrações significativamente ( $\alpha = 5\%$ ) superiores no período seco em relação ao período chuvoso;

↓ Concentrações significativamente ( $\alpha = 5\%$ ) inferiores no período seco em relação ao período chuvoso.

Cerca de 39% das ETEs apresentaram concentrações de DBO no período seco significativamente superiores às concentrações no período chuvoso. Para os outros parâmetros o resultado foi de 33% para DQO, 19% para SST e 39% para S-Sedim. Já para *E. coli*, houve apenas uma ETE com concentrações significativamente inferiores no período seco em relação ao chuvoso.

Os resultados se aproximam do encontrado por Oliveira (2006), ao comparar as concentrações afluentes de alguns constituintes a 24 ETEs. Leonel (2016) encontrou porcentagens inferiores ao do presente estudo de ETEs com diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso. No entanto, Leonel (2016) explicitou que as concentrações foram maiores no período seco para a maior parte das ETEs, mas nem sempre as diferenças eram consideradas significativas ao nível de significância de 5% na aplicação do teste estatístico, devido ao reduzido número

de dados analisados. Ebrahimi, Gerber e Rockaway (2017) identificaram a influência da sazonalidade nos esgotos afluentes à ETE estudada, sendo que em estações do ano com menores vazões afluentes, predominavam esgotos mais concentrados.

Algumas das hipóteses levantadas para explicar os esgotos menos concentrados no período chuvoso são a contribuição das águas pluviais devido aos lançamentos clandestinos na rede de esgotamento sanitário, realidade frequentemente observada no Brasil (VON SPERLING, 2014a). Além disso, o período chuvoso da região (outubro a março) corresponde também ao período de maiores temperaturas, sendo assim, um maior consumo de água pela população pode ser esperado, conforme Tsutiya (2006).

#### 5.2.1.4 Esgotos tratados

As concentrações efluentes foram comparadas entre todas as 18 ETEs, independente da tecnologia empregada. Apesar do conhecimento prévio de que algumas tecnologias são mais avançadas e tem melhores performances, optou-se por comparar todas as ETEs para identificar aquelas com melhores e piores desempenhos. Em alguns casos, comparações fora do contexto dos testes estatísticos foram também realizadas para subsidiar a discussão dos resultados. Além disso, em uma análise posterior, as concentrações efluentes das ETEs foram comparadas com valores usuais para suas respectivas tecnologias.

Foram identificadas diferenças significativas das concentrações efluentes entre as ETEs, para todos os parâmetros, no teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Para exemplificar a forma de apresentação dos resultados dos testes de comparações múltiplas, tem-se os resultados das concentrações efluentes de DBO (Tabela 5.8). A leitura é feita no sentido das linhas da tabela, sendo que os grupos à esquerda (em itálico) são comparados com os grupos nas colunas acima (em negrito). Como exemplo, a ETE-4E-P-UASB não apresentou diferença significativa com relação à ETE-21B-P-UASB+Flot, e foi significativamente superior à ETE-35A-P-UASB+Solo. Os resultados dos testes de comparações múltiplas para os demais parâmetros em análise são mostrados no Apêndice II (Tabelas II.1 a II.8).

**Tabela 5.8** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de DBO das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	=	=	↑	↑	=	=	=	↑	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35B</i>	=		=	=	↑	↑	=	↓	=	↑	=	=	=	↑	↑	=	↑	↑
<i>ETE-12</i>	=	=		=	↑	↑	=	↓	=	↑	=	=	=	=	↑	=	↑	↑
<i>ETE-21B</i>	=	=	=		↑	↑	=	=	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35A</i>	↓	↓	↓	↓		↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	=	=
<i>ETE-4D</i>	↓	↓	↓	↓	↑		↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	=	=	=	↑	↑
<i>ETE-13</i>	=	=	=	=	↑	↑		=	=	↑	=	=	=	↑	↑	=	↑	↑
<i>ETE-25A</i>	=	↑	↑	=	↑	↑	=		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-25B</i>	=	=	=	↓	↑	↑	=	↓		↑	=	=	=	=	↑	=	↑	↑
<i>ETE-39B</i>	↓	↓	↓	↓	↑	=	↓	↓	↓		↓	↓	↓	=	=	=	=	↑
<i>ETE-7-8</i>	=	=	=	↓	↑	↑	=	↓	=	↑		=	=	↑	↑	=	↑	↑
<i>ETE-9</i>	=	=	=	=	↑	↑	=	↓	=	↑	=		=	↑	↑	=	↑	↑
<i>ETE-32B</i>	=	=	=	↓	↑	↑	=	↓	=	↑	=	=		=	↑	=	↑	↑
<i>ETE-35D</i>	↓	↓	=	↓	↑	=	↓	↓	=	=	↓	↓	=		=	=	↑	↑
<i>ETE-4A</i>	↓	↓	↓	↓	↑	=	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	=		=	↑	↑
<i>ETE-21A</i>	↓	=	=	↓	↑	=	=	↓	=	=	=	=	=	=	=		↑	↑
<i>ETE-43A</i>	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓		=
<i>ETE-43B</i>	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

A Figura 5.7 ilustra as concentrações efluentes de DBO (a) e DQO (b) das ETEs da bacia do rio das Velhas. Assim como nas concentrações dos esgotos brutos, verificaram-se comportamentos semelhantes para os parâmetros nas concentrações dos esgotos tratados. As maiores concentrações das duas variáveis foram verificadas para a ETE-25A-P-UASB+FBP, que se diferenciou significativamente da maior parte das outras ETEs no teste de comparações múltiplas. Observa-se, na Tabela 5.3, que a ETE-25A-P-UASB+FBP apresentou o maior índice de sobrecarga para o período (176%), sendo que mesmo as vazões afluentes mínimas (P5%) superaram a vazão de projeto, indicando a elevada sobrecarga hidráulica do sistema.

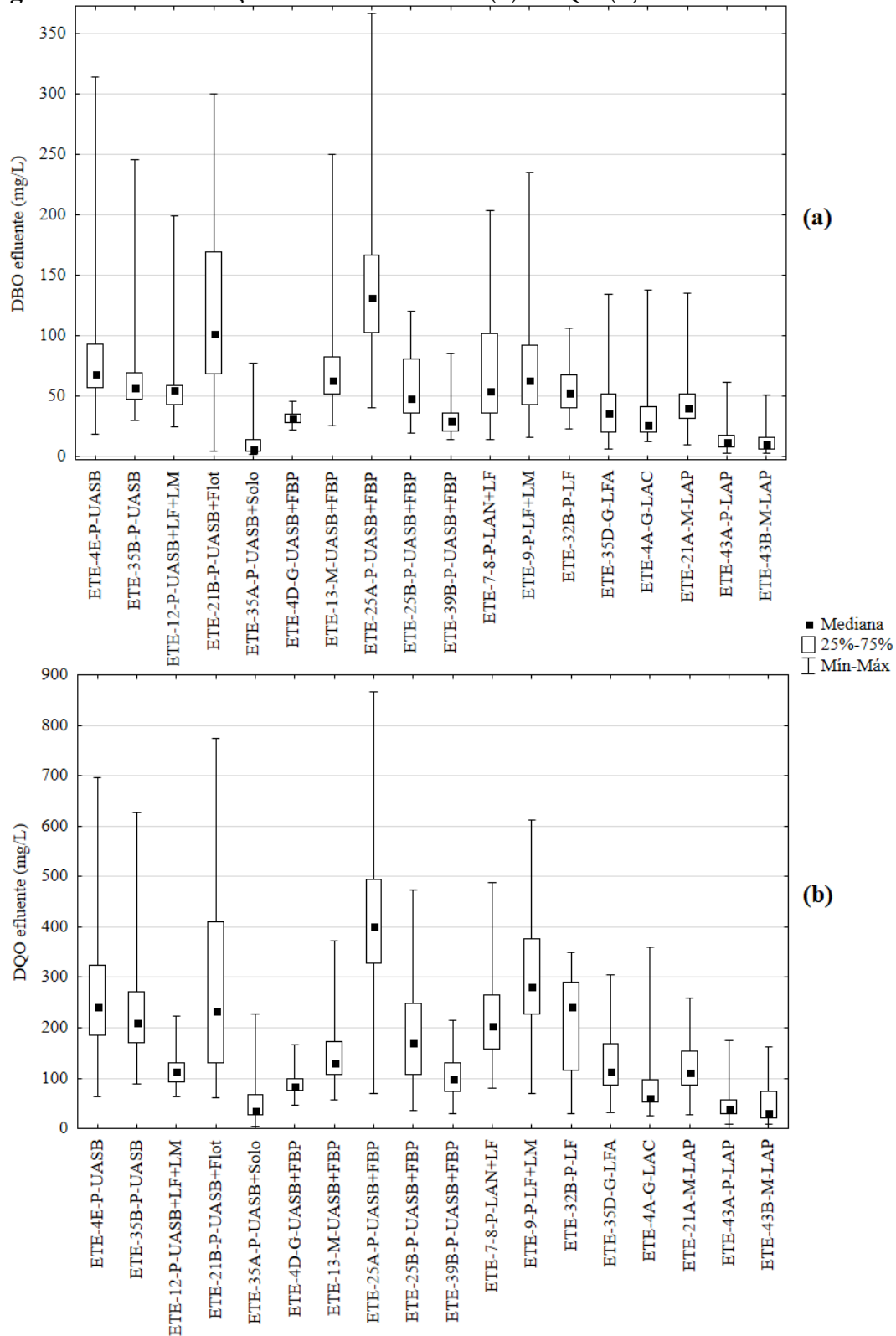
Segundo Almeida *et al.* (2018), a sobrecarga hidráulica de ETEs com reatores UASB é um dos fatores responsáveis pela perda de qualidade do efluente final. Segundo von Sperling (2014a), processos compactos, com poucas horas de detenção (como os reatores UASB), tendem a ser mais sensíveis, podendo ocorrer o arraste e perda da biomassa do sistema.

Merecem destaque também as elevadas concentrações efluentes de DBO e DQO da ETE-21B-P-UASB+Flot, que foram significativamente superiores a maior parte das demais. Verifica-se, para essa ETE, a maior amplitude interquartil dos dois parâmetros (Figura 5.7), indicando instabilidade no sistema, possivelmente relacionada a problemas de projeto, de construção, de manutenção e de operação do sistema.

Oliveira e von Sperling (2009a) analisaram dez ETEs sem e oito com o pós-tratamento após o UASB e verificaram que, de maneira geral, a inclusão de um pós-tratamento garantiu uma melhoria na qualidade do efluente em termos de DBO e SST. Apesar de no presente trabalho terem sido avaliadas apenas duas ETEs operando com o reator UASB isoladamente (ETE-4E-P-UASB e ETE-35B-P-UASB), algumas ETEs com pós-tratamento (ETE-12-P-UASB+LF+LM, ETE-21B-P-UASB+Flot, ETE-13-M-UASB+FBP e ETE-25B-P-UASB+FBP) não se diferenciaram significativamente das duas com relação às concentrações efluentes de DBO, conforme era de se esperar. A ETE-25A-P-UASB+FBP apresentou concentrações até mesmo significativamente superiores à da ETE-35B-P-UASB.

Com relação à DQO, além das estações ETE-25A-P-UASB+FBP e ETE-21B-P-UASB+Flot, concentrações elevadas foram verificadas também na ETE-9-P-LF+LM e nas duas ETEs que operam com reator UASB sem pós-tratamento (ETE-4E-P-UASB e ETE-35B-P-UASB). As estações em questão apresentaram concentrações efluentes significativamente superiores à maior parte das demais ETEs.

**Figura 5.7 -** Concentrações efluentes de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF5



Ao avaliar a modalidade de tratamento com um maior número de unidades incluídas na pesquisa (UASB+FBP), verifica-se grande variabilidade nas concentrações efluentes de DBO e DQO das ETEs do mesmo processo (ETE-4D-G-UASB+FBP, ETE-13-M-UASB+FBP,

ETE-25A-P-UASB+FBP, ETE-25B-P-UASB+FBP e ETE-39B-P-UASB+FBP). Alderson, Santos e Mota Filho (2015) também verificaram alta variabilidade nos desempenhos de ETEs de mesma modalidade, e segundo os autores, o resultado reforça a importância de manutenção e operação adequadas dos sistemas.

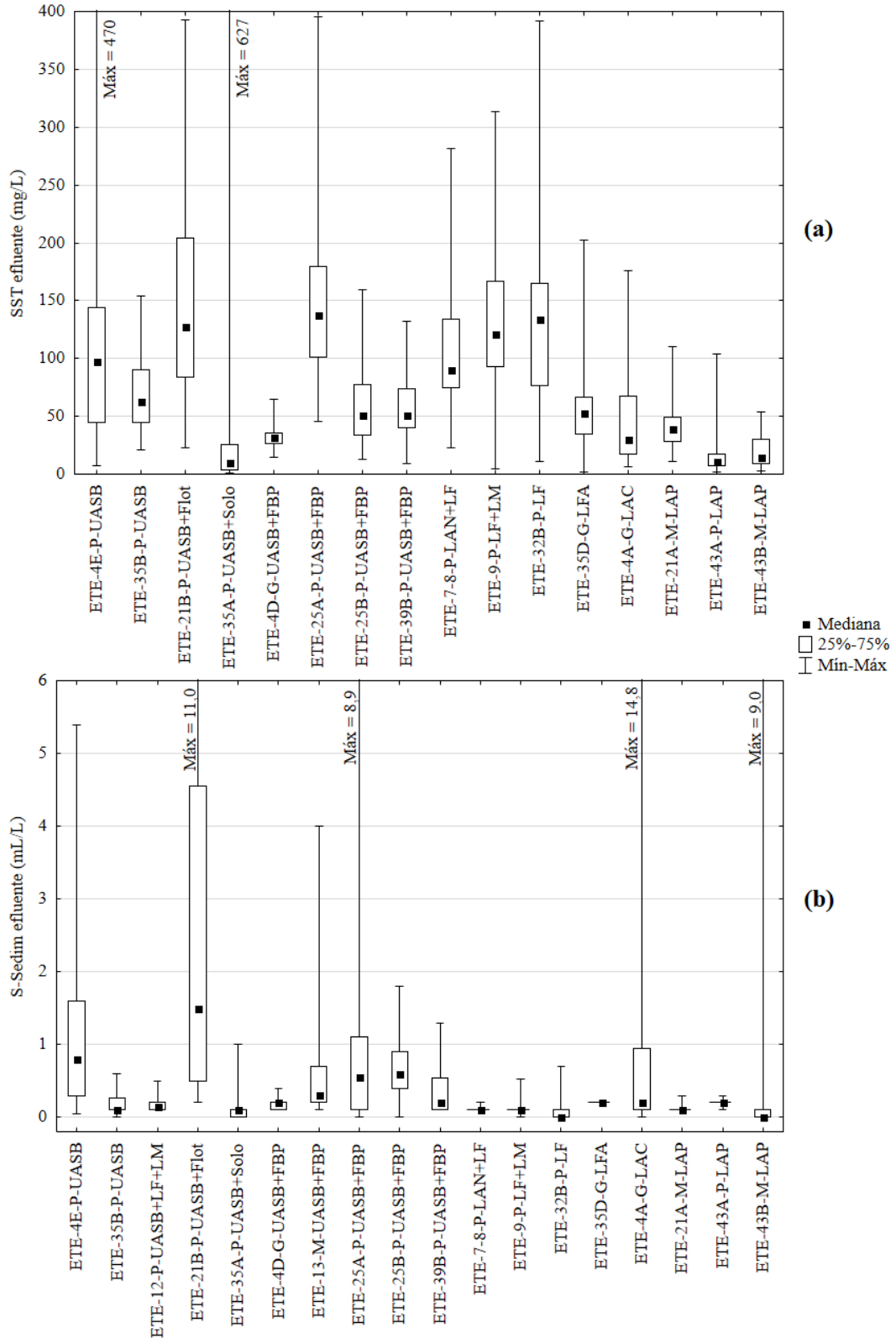
A partir dos resultados apresentados, verifica-se que dentre as ETEs com maiores concentrações efluentes de DBO e DQO estão aquelas com reatores UASB, com ou sem pós-tratamento. Conforme Almeida *et al.* (2018), diversas ETEs brasileiras apresentam sérias dificuldades no gerenciamento do lodo, sendo um dos principais contribuintes para a perda de qualidade de efluentes de estações que contém reatores UASB em seus processos, visto que a biomassa é perdida junto com o efluente, aumentando as concentrações de sólidos e de matéria orgânica. Assim, é necessário investigar o gerenciamento da fase sólida nos sistemas localizados na bacia do rio das Velhas.

Em se tratando das unidades de tratamento que mostraram melhor desempenho operacional no período, merecem destaques a ETE-35A-P-UASB+Solo, a ETE-43A-P-LAP e a ETE-43B-M-LAP, que apresentaram concentrações de DBO e DQO significativamente inferiores a maior parte das outras ETEs. Os sistemas de escoamento superficial possuem considerável desempenho na remoção de SST e matéria orgânica (CORAUCCI FILHO *et al.*, 1999). O processo de lodos ativados atinge elevada qualidade do efluente, sendo que a variante de aeração prolongada é a mais eficiente na remoção de DBO devido à assimilação quase completa do substrato no tanque de aeração (VON SPERLING, 2012). Dentre as diversas tecnologias analisadas por Oliveira e von Sperling (2005a), o processo de lodos ativados demonstrou o melhor desempenho considerando a remoção de matéria orgânica.

A Figura 5.8 apresenta as concentrações de SST (a) e os teores de S-Sedim (b) efluentes das ETEs da UPGRH SF5 durante o período analisado. Com relação aos SST, as maiores concentrações efluentes foram encontradas nas estações ETE-21B-P-UASB+Flot, ETE-25A-P-UASB+FBP, ETE-7-8-P-LAN+LF, ETE-9-P-LF+LM e ETE-32B-P-LF, apresentando valores significativamente superiores em relação a maioria das demais ETEs. As duas primeiras ETEs, de modalidade de UASB seguido por pós-tratamento, também apresentaram elevadas concentrações efluentes de DBO e DQO. Sendo assim, os resultados de SST reforçam os problemas operacionais vivenciados por esses sistemas, em que deve estar

ocorrendo perda de biomassa, e conseqüentemente de sólidos e de matéria orgânica junto ao efluente tratado.

**Figura 5.8** - Concentrações de SST (a) e teores de S-Sedim (b) efluentes nas ETEs da UPRGH SF5



As ETE-7-8-P-LAN+LF, ETE-9-P-LF+LM e ETE-32B-P-LF apresentam distintas configurações de lagoas de estabilização, que incluem lagoas facultativas para o tratamento dos esgotos. Neste processo, o oxigênio necessário para a respiração aeróbia das bactérias é suprido pela fotossíntese realizada pelas algas. Devido à presença das algas, tais tecnologias podem apresentar elevadas concentrações de SST no efluente tratado (VON SPERLING, 2002).

Espinosa (2016) encontrou as maiores concentrações de SST nos esgotos tratados de sistemas que incluem como estágio final lagoas facultativas, devido às algas que saem com o efluente final. No resultado do teste de comparações múltiplas, a ETE-35D-G-LFA apresentou concentrações significativamente inferiores às demais ETEs que empregam lagoas facultativas no processo. Conforme von Sperling (2002) e Santos (2007), na lagoa aerada facultativa, o oxigênio necessário ao tratamento é obtido por aeradores. Sendo assim, já eram esperadas menores concentrações efluentes de SST.

Assim como para as concentrações de DBO e DQO efluentes, a ETE-35A-P-UASB+Solo, a ETE-43A-P-LAP e a ETE-43B-M-LAP apresentaram o melhor desempenho em relação às concentrações efluentes de SST, com valores significativamente inferiores à maior parte das demais ETEs.

No tocante à fração dos sólidos sedimentáveis, os maiores teores medianos nos esgotos tratados foram verificados nas estações ETE-4E-P-UASB, ETE-21B-P-UASB+Flot e ETE-25B-P-UASB+FBP (Figura 5.8 (b)). A ETE-4E-P-UASB também apresentou um desempenho inferior para DQO e a ETE-21B-P-UASB+Flot para DBO e SST. Destaca-se, ainda, a elevada amplitude interquartil de S-Sedim efluente para a ETE-21B-P-UASB+Flot, como já demonstrado para outros parâmetros, indicando a instabilidade do sistema. Na ETE-25B-P-UASB+FBP verifica-se um elevado índice de sobrecarga (Tabela 5.3), de 142%, sendo que as vazões afluentes superaram a vazão de projeto em quase todo o período (o percentil 5% foi ligeiramente inferior à capacidade da ETE). Novamente, a elevada sobrecarga hidráulica do sistema pode ser uma das causas para a perda da qualidade do efluente (ALMEIDA *et al.*, 2018).

Assim como para os parâmetros DBO e DQO, os maiores valores efluentes de S-Sedim foram encontrados em ETEs com reatores UASB em seus processos. Conforme Almeida *et al.* (2018), elevados teores de S-Sedim efluentes de UASB (2 a 3 mL/L) indicam que os reatores

estão com massas de lodo acima de suas capacidades de armazenamento, sendo que valores superiores a 3 mL/L foram reportados em algumas ETEs do presente estudo. Mais uma vez, recomenda-se a investigação do gerenciamento do lodo nos sistemas da bacia do rio das Velhas. Ainda conforme Almeida *et al.* (2018), reatores UASB operando adequadamente (sem excesso de lodo) obtém efluentes com concentrações de S-Sedim inferiores a 1 mL/L, o que foi identificado em outras ETEs da bacia que empregam reatores UASB.

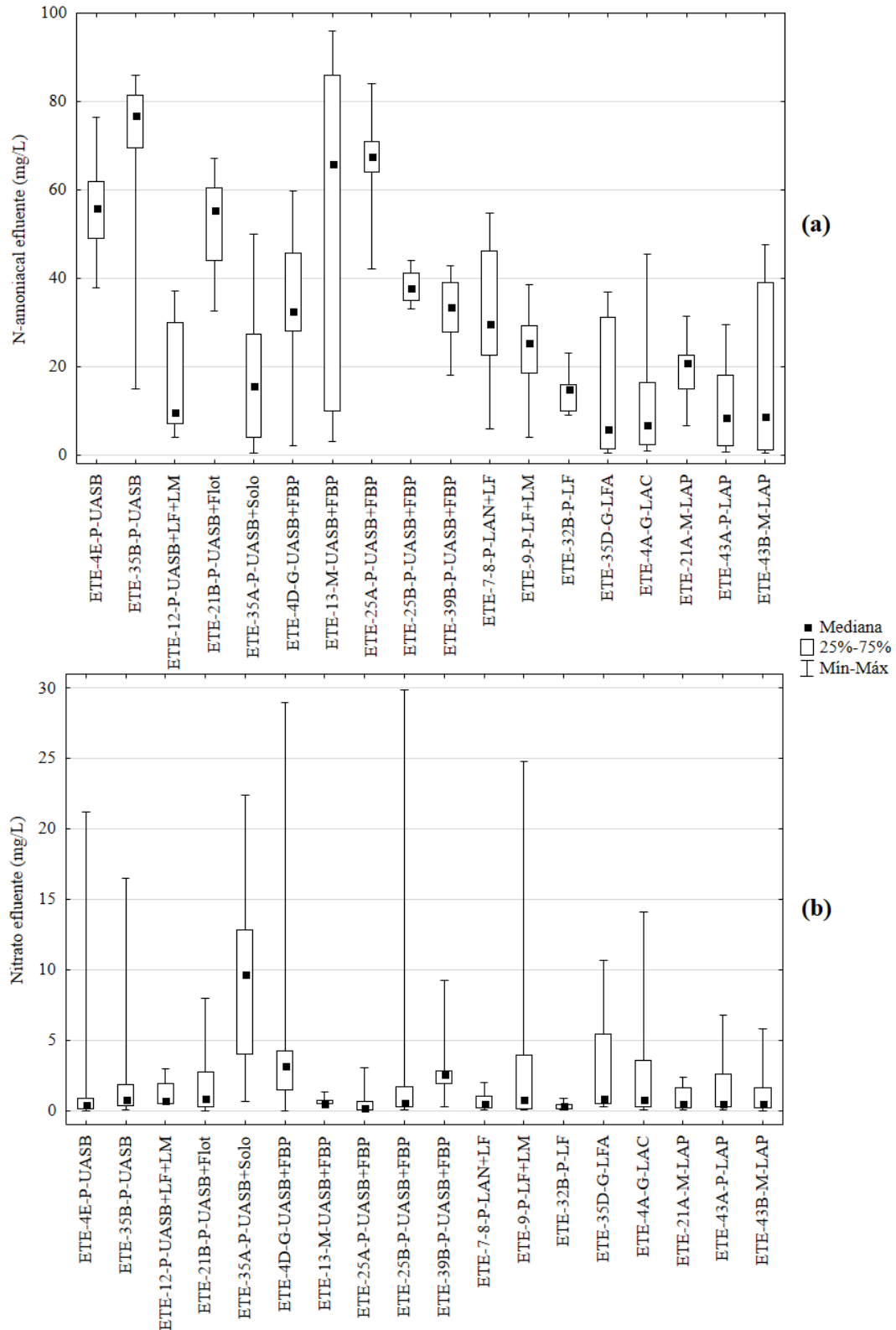
As ETEs com lagoas facultativas (ETE-7-8-P-LAN+LF, ETE-9-P-LF+LM e ETE-32B-P-LF) que apresentaram elevadas concentrações efluentes de SST, para a fração dos S-Sedim, os valores encontrados foram baixos (Figura 5.8 (b)). Portanto, é mais um indício que os sólidos efluentes aos sistemas estão associados às algas que saem junto ao efluente final.

A Figura 5.9 mostra as concentrações efluentes das frações de nitrogênio N-amoniacoal (a) e nitrato (b) das ETEs estudadas da bacia do rio das Velhas.

As concentrações efluentes de N-amoniacoal das estações ETE-4E-P-UASB, ETE-35B-P-UASB, ETE-21B-P-UASB+Flot e ETE-25A-P-UASB+FBP foram significativamente maiores que a maior parte das demais ETEs. Apesar da elevada concentração mediana da ETE-13-M-UASB+FBP, seus valores não se diferenciaram significativamente das outras estações (exceto da ETE-4A-G-LAC), provavelmente devido à grande amplitude apresentada pelos dados monitorados na estação. Nessas ETEs com elevados valores, concentrações nos esgotos tratados muito superiores àquelas típicas de esgotos brutos, de 20 a 35 mg/L (VON SPERLING, 2014a) foram encontradas.

Os maiores valores de N-amoniacoal efluentes foram observados em ETEs de reatores UASB, sem e com pós-tratamento (Figura 5.9 (a)). Conforme Almeida *et al.* (2018), a não remoção de N-amoniacoal em UASB é inerente ao sistema, não indicando necessariamente problemas de projeto, construção ou operação das unidades. Bressani-Ribeiro *et al.* (2018) ressaltam ainda, que no Brasil, a tecnologia de UASB+FBP adota usualmente filtros biológicos percoladores de alta carga, condições em que remoções satisfatórias de matéria orgânica são esperadas, no entanto, com baixas remoções de N-amoniacoal.

**Figura 5.9 -** Concentrações efluentes de N-amoniacoal (a) e nitrato (b) nas ETEs da UPGRH SF5



As estações que apresentaram melhores desempenhos operacionais em relação às concentrações efluentes de N-amoniacoal foram a ETE-12-P-UASB+LF+LM, a ETE-35A-P-UASB+Solo, os sistemas de lagoas de estabilização (ETE-7-8-P-LAN+LF, ETE-9-P-LF+LM,

ETE-32B-P-LF e ETE-35D-G-LFA) e de lodos ativados (ETE-4A-G-LAC, ETE-21A-M-LAP, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP). Essas dez ETEs não apresentaram diferença significativa entre si no teste de comparações múltiplas.

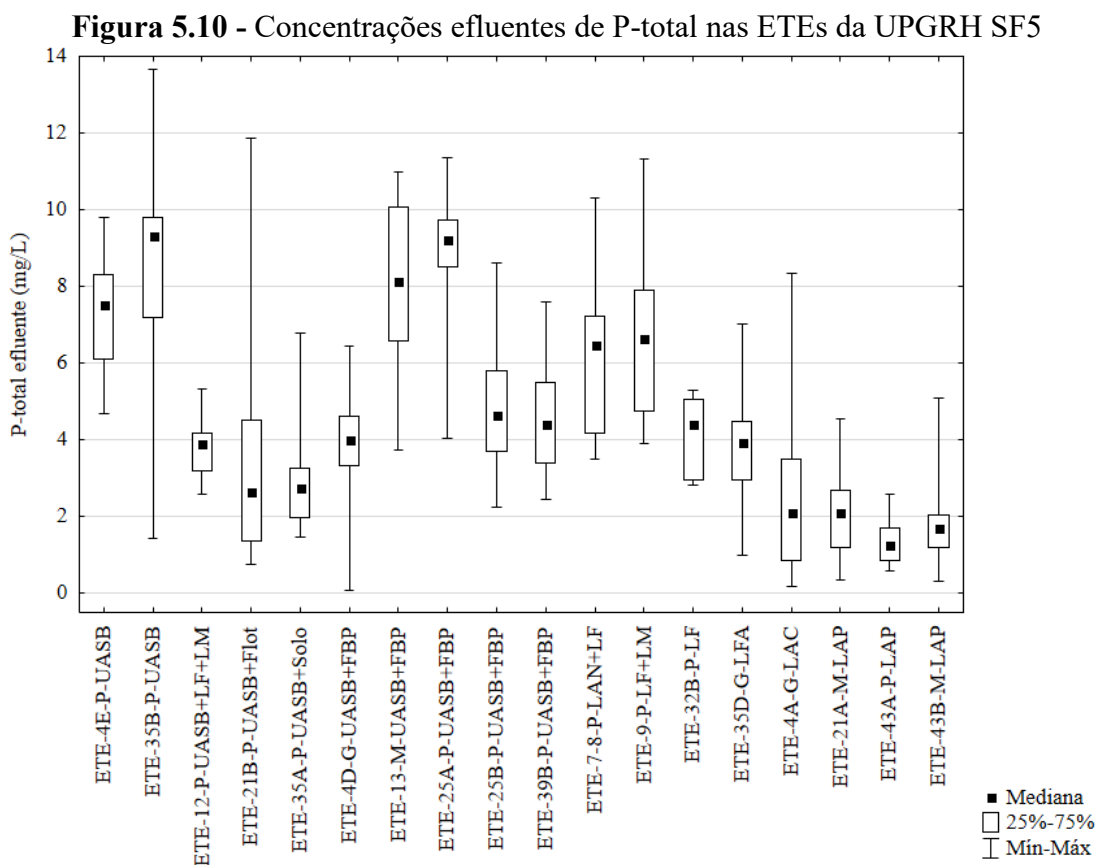
Conforme Carey e Migliaccio (2009), o nitrogênio pode ser removido dos esgotos brutos por processos bioquímicos de nitrificação (oxidação do N-amoniaco em nitrato em ambiente aeróbio) e desnitrificação (redução do nitrato a nitrogênio gasoso em ambiente anóxico). Na ETE-12-P-UASB+LF+LM e na ETE-35A-P-UASB+Solo, nos sistemas empregados de pós-tratamento aos reatores UASB, alguma remoção de nitrogênio é esperada (VON SPERLING, 2014a). Nos sistemas com escoamento superficial, a remoção de nitrogênio pode ser alcançada pelos mecanismos de absorção das plantas, nitrificação/desnitrificação e a volatilização da amônia (CHERNICHARO, 2016). Nos sistemas de lagoas de estabilização, alguns mecanismos que promovem a remoção do N-amoniaco são a volatilização da amônia (mais importante em lagoas de maturação), a assimilação da amônia pelas algas e a nitrificação (VON SPERLING, 2002). Tendo em vista as concentrações de N-amoniaco dos esgotos tratados por ETEs que adotam lagoas de estabilização na bacia do rio das Velhas, valores similares foram encontrados nas ETEs dos estudos de Silveira (2011) e Leonel (2016). Nas estações de lodos ativados operando nas condições climáticas brasileiras (elevada temperatura), a nitrificação, ou seja, conversão de N-amoniaco a nitrato, ocorre quase que sistematicamente (VON SPERLING, 2012), o que pode explicar as menores concentrações de N-amoniaco desses sistemas.

Tendo em vista o parâmetro nitrato, as ETEs que apresentaram maiores concentrações efluentes medianas foram a ETE-35A-P-UASB+Solo, a ETE-4D-G-UASB+FBP e a ETE-39B-P-UASB+FBP (Figura 5.9 (b)). As três não apresentaram diferença significativa entre si no teste de comparações múltiplas, mas foram significativamente superiores em relação a algumas outras plantas de tratamento.

Nos esgotos brutos, a fração de nitrato é desprezível, sendo o N-amoniaco e o nitrogênio orgânico as formas predominantes (VON SPERLING, 2014a). Como a ETE-35A-P-UASB+Solo apresentou menores concentrações efluentes de N-amoniaco, é provável que tenha ocorrido nitrificação no processo durante o período. No entanto, a desnitrificação não deve ser expressiva, uma vez que a ETE apresentou as maiores concentrações de nitrato.

Certa nitrificação pode ocorrer no caso de filtros biológicos percoladores de baixa carga (VON SPERLING, 2014a), sendo que na ETE-4D-G-UASB+FBP e na ETE-39B-P-UASB+FBP o filtro provavelmente é de alta taxa, uma vez que é o mais usual para o pós-tratamento de reatores UASB (CHERNICHARO, 2016; BRESSANI-RIBEIRO *et al.*, 2018). Sendo assim, mesmo as duas ETEs apresentando maiores concentrações de nitrato em relação a outras, ainda tratam-se de reduzidos valores, com percentis 75% abaixo de 5 mg/L, o que indica que provavelmente não houve nitrificação expressiva nesses processos.

A Figura 5.10 apresenta as concentrações de P-total dos efluentes tratados pelas ETEs da UPGRH SF5. As maiores concentrações medianas são verificadas nas estações ETE-4E-P-UASB, ETE-35B-P-UASB, ETE-13-M-UASB+FBP, ETE-25A-P-UASB+FBP, ETE-7-8-P-LAN+LF e ETE-9-P-LF+LM. As concentrações observadas nessas ETEs são similares à faixa reportada na literatura para efluentes brutos, de 4 a 15 mg/L, conforme von Sperling (2014a).



As menores concentrações medianas de P-total foram verificadas em duas ETEs de UASB com pós-tratamento (ETE-21B-P-UASB+Flot e ETE-35A-P-UASB+Solo) e em todas as ETEs de lodos ativados (ETE-4A-G-LAC, ETE-21A-M-LAP, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP). Na flotação é possível haver remoção de fósforo presente nos sólidos em suspensão,

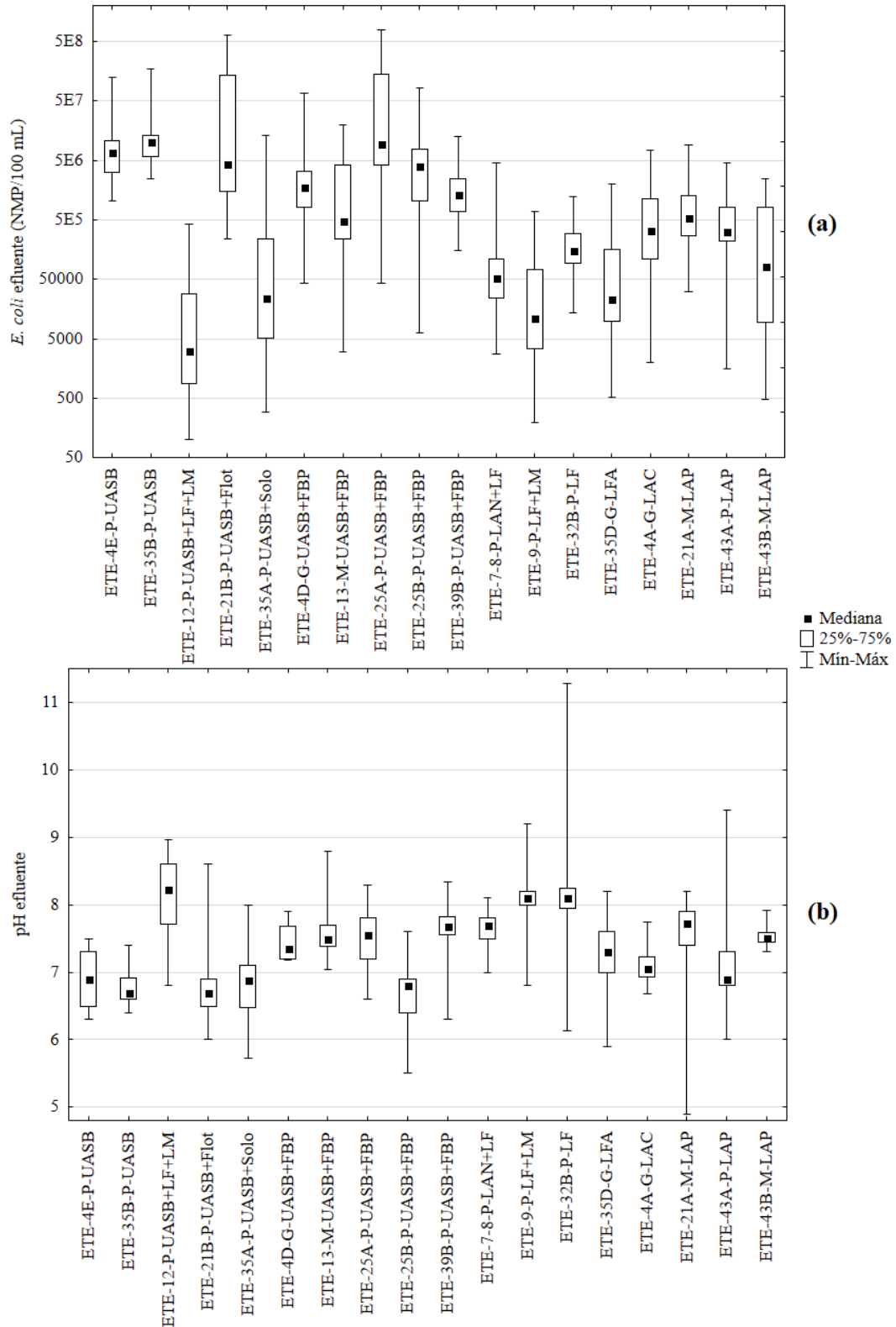
se tratando de um processo físico-químico (AISSE *et al.*, 2001; VON SPERLING, 2014a). Segundo Aisse *et al.* (2001), excelentes remoções de fósforo podem ser alcançadas empregando coagulantes comuns, como o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, sendo este último o empregado na ETE. Conforme Chernicharo (2016), a remoção de P-total em sistemas com escoamento superficial pode se dar por sedimentação e adsorção no solo e nas plantas. No processo de lodos ativados, para que ocorra a remoção biológica de fósforo, deve haver adaptações no fluxograma do processo, com zonas anaeróbias e aeróbias na linha de tratamento (VON SPERLING, 2014a), sendo que tal informação é desconhecida para as ETEs dessa modalidade na bacia do rio das Velhas, e usualmente não há essas adaptações nas ETEs brasileiras. Dentre os diferentes processos de tratamento analisados por Oliveira (2006), as ETEs de lodos ativados apresentaram as menores concentrações efluentes de P-total.

A Figura 5.11 apresenta as concentrações de *E. coli* (a) e valores de pH (b) efluentes das ETEs da bacia do rio das Velhas.

As maiores concentrações medianas efluentes de *E. coli* foram observadas nas estações ETE-4E-P-UASB, ETE-35B-P-UASB, ETE-21B-P-UASB+Flot, ETE-25A-P-UASB+FBP e ETE-25B-P-UASB+FBP (Figura 5.11 (a)). As ETEs em questão não apresentaram diferenças significativas entre si e foram significativamente superiores à maior parte dos demais sistemas. Tratam-se de duas estações de tratamento de configurações de reatores UASB sem pós-tratamento e três com pós-tratamento, sendo que estas três apresentam prováveis problemas operacionais, conforme resultados de outros parâmetros analisados. No entanto, é importante ressaltar que os sistemas em questão não são projetados para a remoção de microrganismos patogênicos, logo, reduzidas concentrações efluentes não seriam esperadas, mesmo em sistemas com bom desempenho operacional em relação a outros parâmetros de qualidade.

As menores concentrações efluentes de *E. coli* foram verificadas nas estações ETE-12-P-UASB+LF+LM, ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-7-8-P-LAN+LF, ETE-9-P-LF+LM, ETE-32B-P-LF, ETE-35D-G-LFA e ETE-43B-M-LAP. Tais sistemas não se diferenciaram entre si no teste de comparações múltiplas, e foram significativamente inferiores a um elevado número de outras estações.

**Figura 5.11** - Concentrações de *E. coli* (a) e valores de pH (b) efluentes nas ETEs da UPGRH SF5



Na disposição de efluentes no solo, os patógenos podem ser inativados por ação de raios ultravioleta e pela ação de predadores biológicos no solo (VON SPERLING, 2014a). Nas lagoas de estabilização, principalmente nas lagoas de maturação e polimento, alguns

mecanismos responsáveis pela remoção de organismos patogênicos são a temperatura, a insolação, o pH, a escassez de alimento e a elevada concentração de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2014a). Apesar de não terem sido detectadas diferenças significativas nas concentrações efluentes de *E. coli* entre as ETEs com lagoas de estabilização em suas configurações, é possível verificar, pelo *box-plot* (Figura 5.11 (a)), que as ETEs com LM apresentaram as menores medianas, o que corrobora o observado por Silveira (2011) e Leonel (2016).

Em relação ao pH efluente, a maior parte dos dados de todas as ETEs ficaram entre 6,0 e 9,0 (Figura 5.11 (b)), sendo valores próximos ao encontrado nas ETEs dos estudos de Monteiro (2009), Silveira (2011), Ismail (2013) e Chaves *et al.* (2018). Os maiores valores medianos nas ETEs da bacia do rio das Velhas foram identificados na ETE-12-P-UASB+LF+LM, na ETE-9-P-LF+LM e na ETE-32B-P-LF, sistemas com lagoas de estabilização, em que, segundo von Sperling (2002), devido à fotossíntese realizada pelas algas, há um consumo de CO<sub>2</sub> com consequente elevação do pH. Ainda segundo o autor, durante o dia e em horas de máxima atividade fotossintética, o pH pode atingir valores em torno de 10,0, sendo que o valor máximo (11,3) foi observado na ETE-32B-P-LF.

Foram comparadas as faixas das concentrações efluentes observadas nas ETEs (percentil 10% - percentil 90%) com as faixas de valores típicos alcançados por cada sistema, obtidas em von Sperling (2014a). Foram incluídos na análise apenas os parâmetros disponíveis na literatura em questão. Com relação à *E. coli*, os valores da faixa típica se referem aos coliformes termotolerantes, parâmetro disponível em von Sperling (2014a). Dessa forma, mesmo os valores da literatura sendo mais amplos, optou-se por incluir o parâmetro, metodologia adotada por Leonel (2016). Outra observação são os resultados observados da ETE-9-P-LF+LM, que foram comparados com a faixa reportada para a tecnologia LAN+LF+LM, disponível em von Sperling (2014a), uma vez que o desempenho esperado para ambas as tecnologias é similar, sendo que a etapa da lagoa anaeróbia muitas vezes é acrescentada com o objetivo de economia de área (VON SPERLING, 2014a). Os resultados de todas as ETEs são mostrados na Tabela 5.9.

**Tabela 5.9** - Comparação entre as concentrações efluentes típicas reportadas na literatura e as observadas nas ETEs da UPGRH SF5

ETEs	Faixa concentração DBO efluente (mg/L)		Faixa concentração DQO efluente (mg/L)		Faixa concentração SST efluente (mg/L)		Faixa concentração N-amoniaco efluente (mg/L)		Faixa concentração P-total efluente (mg/L)		Faixa concentração <i>E. coli</i> efluente (NMP/100 mL)	
	Usual	Observada	Usual	Observada	Usual	Observada	Usual	Observada	Usual	Observada	Usual	Observada
4E-P-UASB	70 - 100	46 - 112	180 - 270	160 - 453	60 - 100	30 - 230	> 15	43 - 70	> 4	5,5 - 9,3	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	1,85.10 <sup>6</sup> - 1,92.10 <sup>7</sup>
35B-P-UASB	70 - 100	42 - 80	180 - 270	137 - 312	60 - 100	35 - 106	> 15	62 - 86	> 4	3,8 - 12,0	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	3,66.10 <sup>6</sup> - 3,01.10 <sup>7</sup>
12-P-UASB+LF+LM	40 - 70	36 - 97	100 - 180	83 - 177	50 - 80	-	10 - 15	5 - 37	< 4	2,6 - 5,3	10 <sup>2</sup> - 10 <sup>4</sup>	1,55.10 <sup>2</sup> - 1,80.10 <sup>5</sup>
21B-P-UASB+Flot	20 - 50	46 - 206	60 - 100	100 - 546	10 - 30	52 - 298	> 20	35 - 66	1 - 2	1,0 - 7,7	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	6,91.10 <sup>5</sup> - 3,99.10 <sup>8</sup>
35A-P-UASB+Solo	30 - 70	3 - 36	90 - 180	18 - 106	20 - 60	3 - 61	10 - 20	0 - 40	> 4	1,5 - 5,9	10 <sup>4</sup> - 10 <sup>6</sup>	1,02.10 <sup>3</sup> - 5,57.10 <sup>5</sup>
4D-G-UASB+FBP	20 - 60	24 - 38	70 - 180	63 - 113	20 - 40	22 - 41	> 15	24 - 54	> 4	2,3 - 5,4	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	4,88.10 <sup>5</sup> - 4,61.10 <sup>6</sup>
13-M-UASB+FBP	20 - 60	38 - 141	70 - 180	72 - 210	20 - 40	-	> 15	3 - 96	> 4	3,7 - 11,0	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	2,29.10 <sup>5</sup> - 6,20.10 <sup>6</sup>
25A-P-UASB+FBP	20 - 60	65 - 259	70 - 180	236 - 581	20 - 40	71 - 217	> 15	57 - 78	> 4	7,1 - 10,8	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	2,95.10 <sup>6</sup> - 4,61.10 <sup>8</sup>
25B-P-UASB+FBP	20 - 60	24 - 101	70 - 180	72 - 294	20 - 40	24 - 125	> 15	33 - 42	> 4	3,5 - 6,3	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	3,00.10 <sup>5</sup> - 2,33.10 <sup>7</sup>
39B-P-UASB+FBP	20 - 60	18 - 44	70 - 180	51 - 174	20 - 40	20 - 89	> 15	26 - 42	> 4	2,6 - 7,2	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	3,87.10 <sup>5</sup> - 3,87.10 <sup>6</sup>
7-8-P-LAN+LF	50 - 80	28 - 124	120 - 200	100 - 315	60 - 90	53 - 176	> 15	13 - 54	> 4	4,0 - 8,6	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	1,58.10 <sup>4</sup> - 4,04.10 <sup>5</sup>
9-P-LF+LM	40 - 70	24 - 126	100 - 180	153 - 441	50 - 80	40 - 227	10 - 15	17 - 31	< 4	4,0 - 8,8	10 <sup>2</sup> - 10 <sup>4</sup>	1,50.10 <sup>3</sup> - 3,16.10 <sup>5</sup>
32B-P-LF	50 - 80	27 - 79	120 - 200	50 - 332	60 - 90	22 - 206	> 15	9 - 20	> 4	2,9 - 5,2	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	2,83.10 <sup>4</sup> - 6,73.10 <sup>5</sup>
35D-G-LFA	50 - 80	14 - 73	120 - 200	54 - 198	60 - 90	18 - 95	> 20	1 - 32	> 4	2,5 - 6,2	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	2,65.10 <sup>3</sup> - 4,48.10 <sup>5</sup>
4A-G-LAC	15 - 40	15 - 56	45 - 120	40 - 148	20 - 40	13 - 102	< 5	1 - 26	> 4	0,5 - 5,8	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	3,36.10 <sup>4</sup> - 2,42.10 <sup>6</sup>
21A-M-LAP	10 - 35	22 - 68	30 - 100	61 - 213	20 - 40	24 - 61	< 5	7 - 25	> 4	0,7 - 3,8	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	6,43.10 <sup>4</sup> - 1,26.10 <sup>6</sup>
43A-P-LAP	10 - 35	6 - 29	30 - 100	22 - 81	20 - 40	5 - 33	< 5	1 - 23	> 4	0,6 - 1,9	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	7,06.10 <sup>4</sup> - 1,52.10 <sup>6</sup>
43B-M-LAP	10 - 35	4 - 25	30 - 100	18 - 93	20 - 40	6 - 45	< 5	0 - 41	> 4	0,9 - 3,3	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	4,39.10 <sup>3</sup> - 9,84.10 <sup>5</sup>

Obs.: Usual é a faixa típica obtida em von Sperling (2014a) para cada parâmetro; Observada é a faixa entre o percentil 10% e o percentil 90% das concentrações efluentes das ETEs.

As estações ETE-35B-P-UASB, ETE-12-P-UASB+LF+LM, ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-4D-G-UASB+FBP, ETE-35D-G-LFA, ETE-4A-G-LAC, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP apresentaram os melhores ajustes aos valores típicos (Tabela 5.9). Nessas ETEs estão todas as unidades de grande porte, o que pode estar relacionado a um melhor controle operacional dos sistemas de maior porte, garantindo que alcancem desempenhos previstos para as tecnologias empregadas. Conforme Noyola *et al.* (2012), há limitações técnicas e de recursos financeiros em muitas ETEs de pequeno e médio portes.

Além disso, dentre as ETEs que apresentaram valores observados próximos das faixas da literatura, tem-se que muitas delas apresentaram concentrações efluentes significativamente inferiores para diversos parâmetros, conforme testes de comparações múltiplas, tendo em vista principalmente os sistemas ETE-12-P-UASB+LF+LM, ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-35D-G-LFA, ETE-4A-G-LAC, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP. Assim, os resultados da comparação dos valores observados com os típicos reportados em von Sperling (2014a) confirmam o melhor desempenho operacional das estações.

No tocante às ETEs que apresentaram concentrações efluentes observadas superiores ao esperado para as tecnologias empregadas, tem-se principalmente as estações ETE-4E-P-UASB, ETE-21B-P-UASB+Flot, ETE-13-M-UASB+FBP, ETE-25A-P-UASB+FBP, ETE-25B-P-UASB+FBP, ETE-7-8-P-LAN+LF, ETE-9-P-LF+LM, ETE-32B-P-LF e ETE-21A-M-LAP (Tabela 5.9). Os parâmetros que mais se destacaram foram DBO, DQO e SST, o que é um resultado preocupante, uma vez que as estações de tratamento brasileiras são projetadas para remover principalmente matéria orgânica e sólidos (ANA, 2017a), e em muitas unidades da bacia do rio das Velhas nem mesmo tais contaminantes têm sido removidos adequadamente.

Com relação ao N-amoniaco e o P-total, a maior parte das tecnologias não é projetada para a remoção desses nutrientes, fazendo com que as concentrações típicas sejam acima de determinada concentração, logo, a maior parte das ETEs atende ao esperado. No tocante à *E. coli*, os valores típicos foram obtidos para os coliformes termotolerantes em von Sperling (2014a), o que pode explicar a maior adesão às faixas usuais.

Os resultados mais críticos foram identificados na ETE-21B-P-UASB+Flot e na ETE-25A-P-UASB+FBP, em que as concentrações efluentes mínimas observadas (percentil 10%) muitas vezes superaram as concentrações máximas da faixa típica das tecnologias de tratamento. As

duas ETEs em questão apresentaram desempenho significativamente inferior às demais para diversos parâmetros efluentes, conforme apresentado nos testes de comparações múltiplas. Foi identificada grande sobrecarga hidráulica na ETE-25A-P-UASB+FBP (índice de sobrecarga de 176%, conforme Tabela 5.3), além de grande instabilidade no processo da ETE-21B-P-UASB+Flot, relacionada à grande amplitude interquartil de diversos parâmetros efluentes.

Como não há as informações das concentrações efluentes do reator UASB (e afluentes à unidade de flotação), é necessário investigar com maiores detalhes qual etapa do processo foi responsável pelo comprometimento da qualidade do efluente final da ETE-21B-P-UASB+Flot. Conforme Aisse *et al.* (2001), o grau de clarificação do efluente final do processo de flotação depende do cuidado com que o processo é operado. Segundo os autores, alguns fatores que determinam o sucesso de sistemas de flotação por ar dissolvido são o tamanho das microbolhas de ar presentes no flotador (que devem estar compreendidas em torno de 50  $\mu\text{m}$  ou menos) e que as microbolhas sejam uniformemente distribuídas na unidade. Outros fatores são as condições da coagulação (coagulante empregado, dosagem do coagulante, condições de mistura do efluente com o coagulante e o pH de coagulação) e condições da floculação (grau de agitação e tempo de floculação) (AISSE *et al.*, 2001). Portanto, como a ETE não está obsoleta, uma vez que sua operação teve início no ano de 2005, e não apresentou sobrecarga hidráulica (Tabela 5.3), devem ser analisados em maiores detalhes possíveis problemas de projeto e de operação na estação.

Oliveira e von Sperling (2005a) também encontraram uma grande diferença entre as faixas das concentrações efluentes reportadas na literatura e o observado nas ETEs em estudo. No entanto, os autores identificaram a tecnologia UASB+pós-tratamento como aquela que apresentou os melhores ajustes aos valores reportados, sendo que nas ETEs da bacia do rio das Velhas, quatro das oito ETEs de UASB+pós-tratamento não mostraram bons ajustes. Ainda, os dois sistemas com os resultados mais críticos são dessa tecnologia.

Nas ETEs da UPGRH SF5 com tecnologia de tratamento por lagoas de estabilização, dentre aquelas que apresentaram um ajuste ruim aos valores típicos, as faixas observadas ficaram mais distantes para DQO em relação à DBO, o que também foi verificado por Leonel (2016).

### 5.2.1.5 Eficiências de remoção dos constituintes

Assim como para as concentrações efluentes, as eficiências de remoção foram comparadas entre as 18 ETEs, de maneira a identificar aquelas com melhores e piores resultados. Foram identificadas diferenças significativas das eficiências de remoção entre as ETEs, para todos os parâmetros, no teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Os resultados dos testes de comparações múltiplas são mostrados no Apêndice II (Tabelas II.9 a II.15).

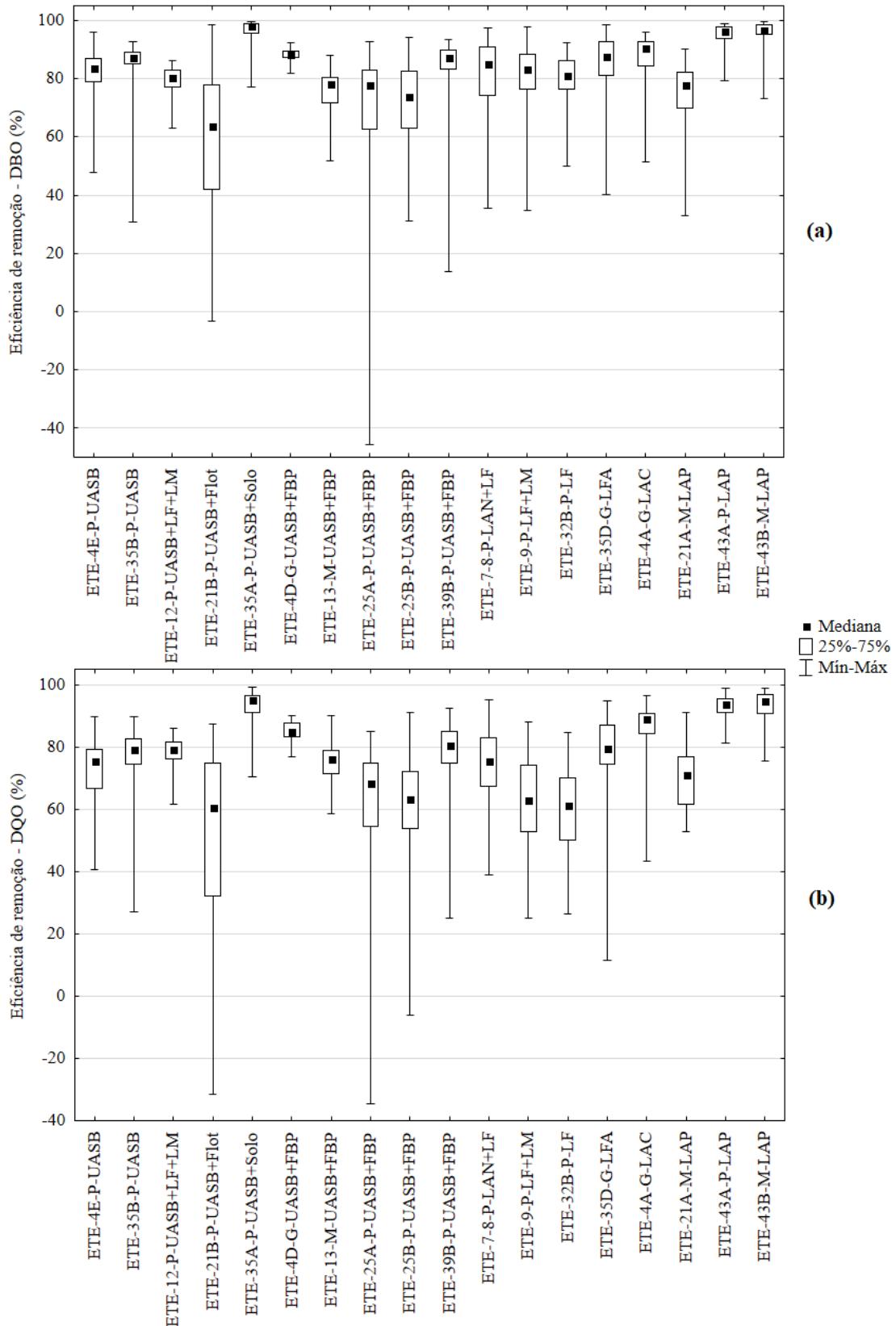
De acordo com Coraucci Filho *et al.* (1999), cerca de 57% da vazão afluyente aos sistemas de disposição no solo por escoamento superficial são coletados no efluente. A fração restante sofre evapotranspiração, evaporação e percolação no solo. Portanto, o ideal seria analisar as eficiências de remoção da ETE-35A-P-UASB+Solo em termos das cargas removidas dos contaminantes. No entanto, nas planilhas enviadas pelo prestador do serviço, às vazões efluentes eram atribuídos os mesmos valores das afluentes, portanto, acredita-se que não representam a realidade vivenciada pelo sistema. Assim, apesar das limitações envolvidas, as eficiências de remoção da estação foram calculadas como nas demais ETEs, ou seja, em função das concentrações dos contaminantes.

A Figura 5.12 mostra as eficiências de remoção de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da bacia do rio das Velhas. Assim como verificado nas concentrações afluentes e efluentes, os parâmetros DBO e DQO mostraram comportamentos semelhantes para as eficiências de remoção. No entanto, os valores encontrados para DQO são menores, uma vez que esta variável inclui não só a fração biodegradável, como também a fração inerte da matéria orgânica (VON SPERLING, 2014a), de mais difícil remoção em tratamentos biológicos.

De maneira geral, desempenhos adequados com relação à eficiência de remoção de DBO foram observados, sendo que as ETEs apresentaram percentis 75% acima de 60% e medianas acima de 70%. A única exceção foi a ETE-21B-P-UASB+Flot, que apresentou menores percentis e mediana, assim como maior amplitude interquartil (Figura 5.12 (a)), indicando a instabilidade do sistema. Resultado semelhante foi encontrado para suas concentrações efluentes.

Medianas de remoção de DQO acima de 60% foram verificadas para todas as ETEs. Assim como para DBO, a ETE-21B-P-UASB+Flot apresentou a menor mediana e a maior amplitude interquartil (Figura 5.12 (b)). No teste de comparações múltiplas, a ETE apresentou eficiências de remoção de DBO e DQO significativamente inferiores a maioria das demais.

**Figura 5.12** - Eficiências de remoção de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF5



Uma das ETEs que não se diferenciou significativamente da ETE-21B-P-UASB+Flot nos testes de comparações múltiplas de eficiência de remoção de DBO e de DQO foi a ETE-25A-P-UASB+FBP. No entanto, ao avaliar o *box-plot* (Figura 5.12), verifica-se que a ETE-25A-P-

UASB+FBP apresentou eficiências consistentemente acima de 60% para ambos os parâmetros. Devido às elevadas concentrações dos esgotos brutos, a estação alcançou maiores eficiências de remoção. O resultado, contudo, não indica um bom desempenho, uma vez que a ETE apresentou elevadas concentrações efluentes de matéria orgânica.

O mesmo raciocínio é feito na ETE-4E-P-UASB e na ETE-35B-P-UASB, que operam com reatores UASB isoladamente e apresentaram eficiências de remoção de DBO medianas acima de 80% e de DQO acima de 75% (Figura 5.12). As concentrações dos dois parâmetros afluentes foram muito superiores ao típico de esgotos domésticos. Oliveira e von Sperling (2009a) encontraram medianas de eficiências de remoção de DBO para as ETEs de tal tecnologia entre 62% e 89% e Monteiro (2009) eficiência média de remoção de DQO de 66%.

Foram identificadas eficiências negativas de remoção de DBO e de DQO na ETE-21B-P-UASB+Flot e na ETE-25A-P-UASB+FBP. Para DQO foi encontrada também na ETE-25B-P-UASB+FBP (Figura 5.12). Nas amostragens em que tal situação foi verificada, pode ter ocorrido perda de sólidos, e conseqüentemente de biomassa junto ao efluente tratado, fazendo com que as concentrações efluentes superassem as afluentes. A ETE-25A-P-UASB+FBP e a ETE-25B-P-UASB+FBP apresentaram os maiores índices de sobrecarga, com considerável sobrecarga hidráulica durante o período analisado (Tabela 5.3).

Apesar de a ETE-21A-M-LAP adotar uma tecnologia em que se espera elevadas eficiências de remoção de DBO e DQO, nos resultados dos testes de comparações múltiplas para ambos os parâmetros, as eficiências foram significativamente inferiores em relação a ETEs de outras tecnologias, como UASB, UASB com pós-tratamento, lagoas de estabilização e lodos ativados convencional. No entanto, baixas concentrações de matéria orgânica foram observadas nos esgotos brutos que chegam à ETE, inferiores ao usual para esgotos domésticos. Sendo assim, elevadas eficiências são mais difíceis de serem alcançadas, podendo ser uma explicação para os resultados encontrados.

As ETEs com melhores desempenhos quanto à eficiência de remoção de DBO foram a ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP, que não apresentaram diferença significativa entre si no teste de comparações múltiplas, mas foram significativamente superiores a todas as demais ETEs. Verificou-se baixas amplitudes nos dados dos três sistemas, com medianas acima de 96% (Figura 5.12 (a)). Tais ETEs foram as mesmas que apresentaram os melhores desempenhos com relação às concentrações efluentes de DBO.

Conforme Coraucci Filho *et al.* (2001), o sistema de escoamento superficial pode alcançar eficiências de remoção de até 90%, sendo que eficiências ainda maiores foram observadas na ETE-35A-P-UASB+Solo.

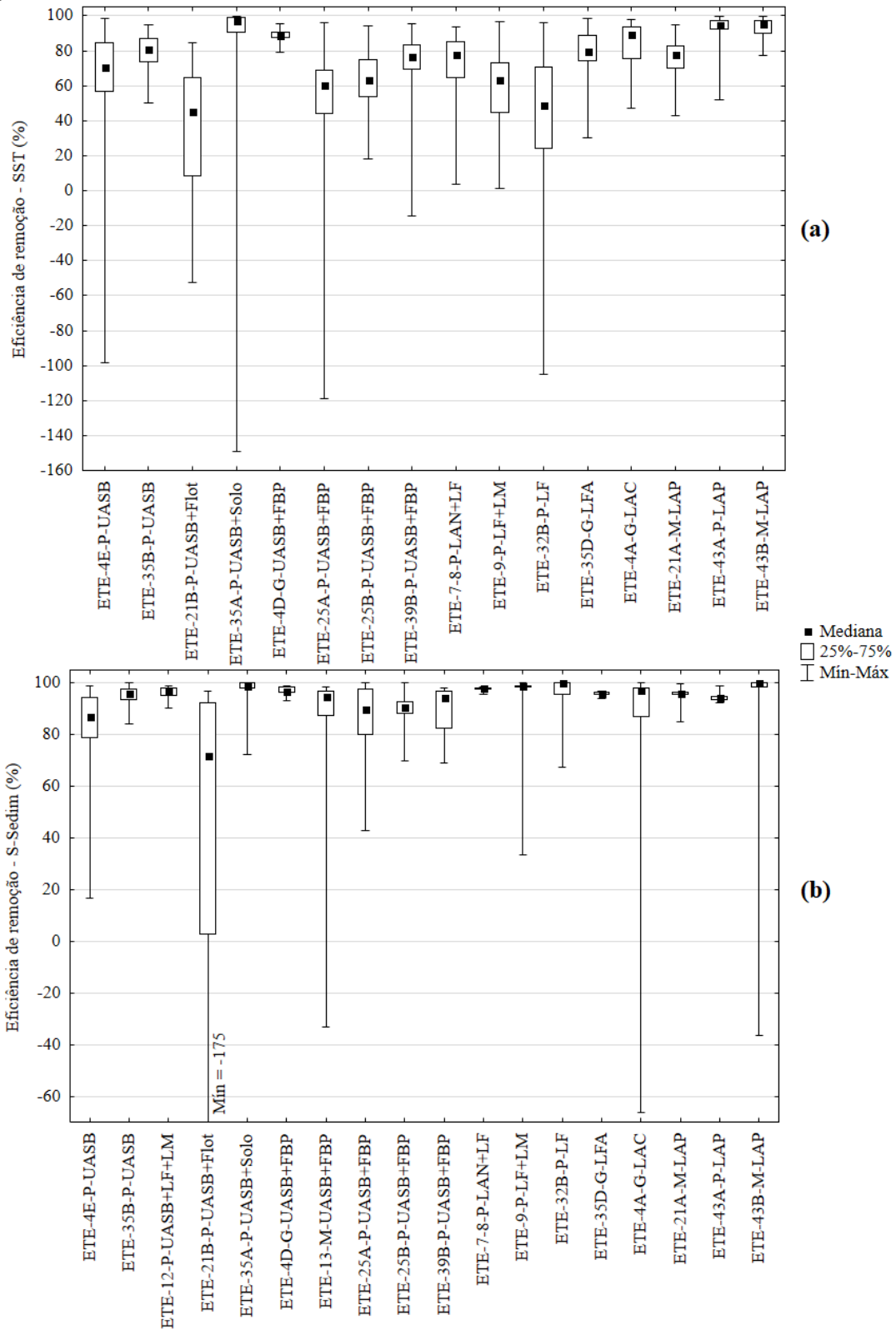
Os melhores desempenhos quanto à eficiência de remoção de DQO foram obtidos pelas mesmas ETEs (ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP), além da ETE-4A-G-LAC, sendo que as quatro não se diferenciaram no teste de comparações múltiplas e foram significativamente superiores aos demais sistemas. As quatro ETEs também apresentaram baixas concentrações efluentes do parâmetro.

Ressalta-se que a ETE-43A-P-LAP, assim como a ETE-25A-P-UASB+FBP e a ETE-25B-P-UASB+FBP, apresentou elevado índice de sobrecarga durante o período, de 141%, e com vazões afluentes mínimas superiores à vazão de projeto da planta de tratamento (Tabela 5.3). A sobrecarga hidráulica nos decantadores secundários de ETEs de LAP e LAC pode levar à perda de qualidade do efluente final, devido à perda de sólidos. No entanto, deve ser ressaltado que a tecnologia LAP tem maior tempo de detenção hidráulica, entre 16 a 24 horas (VON SPERLING, 2012). Sendo assim, tem maior possibilidade de acomodar as maiores vazões afluentes, e a sobrecarga hidráulica parece não ter influenciado no desempenho do sistema em questão.

Com relação às ETEs de lagoas de estabilização, Espinosa, von Sperling e Verbyla (2016) observaram eficiências semelhantes de DBO para as tecnologias analisadas. Oliveira (2006) verificou eficiências medianas de remoção de DBO e DQO próximas ao encontrado nas ETEs da bacias do rio das Velhas para as tecnologias de LF, LAN+LF e LA. No entanto, a autora encontrou menores valores medianos para a tecnologia UASB e maiores para UASB+pós-tratamento.

A Figura 5.13 mostra as eficiências de remoção de SST (a) e S-Sedim (b) nas ETEs da bacia do rio das Velhas. Com relação à fração dos SST, foram identificadas eficiências negativas de remoção nos sistemas ETE-4E-P-UASB, ETE-21B-P-UASB+Flot, ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-25A-P-UASB+FBP, ETE-39B-P-UASB+FBP e ETE-32B-P-LF. No caso das ETEs com reatores UASB em seus processos, tal ocorrência pode estar relacionada à perda de biomassa junto ao efluente tratado. Na ETE de LF, provavelmente o fenômeno está relacionado com as elevadas concentrações de algas no efluente tratado.

**Figura 5.13** - Eficiências de remoção de SST (a) e S-Sedim (b) nas ETEs da UPGRH SF5



De maneira geral, as ETEs alcançaram eficiências medianas de remoção de SST acima de 60%. Os menores valores foram observados na ETE-21B-P-UASB+Flot, na ETE-25A-P-UASB+FBP e na ETE-32B-P-LF, sendo que no teste de comparações múltiplas as três ETEs

foram significativamente inferiores a maioria das demais. As três também apresentaram um pior desempenho ao avaliar as concentrações efluentes do parâmetro. As maiores amplitudes interquartis das eficiências foram identificadas na ETE-21B-P-UASB+Flot e na ETE-32B-P-LF (Figura 5.13 (a)).

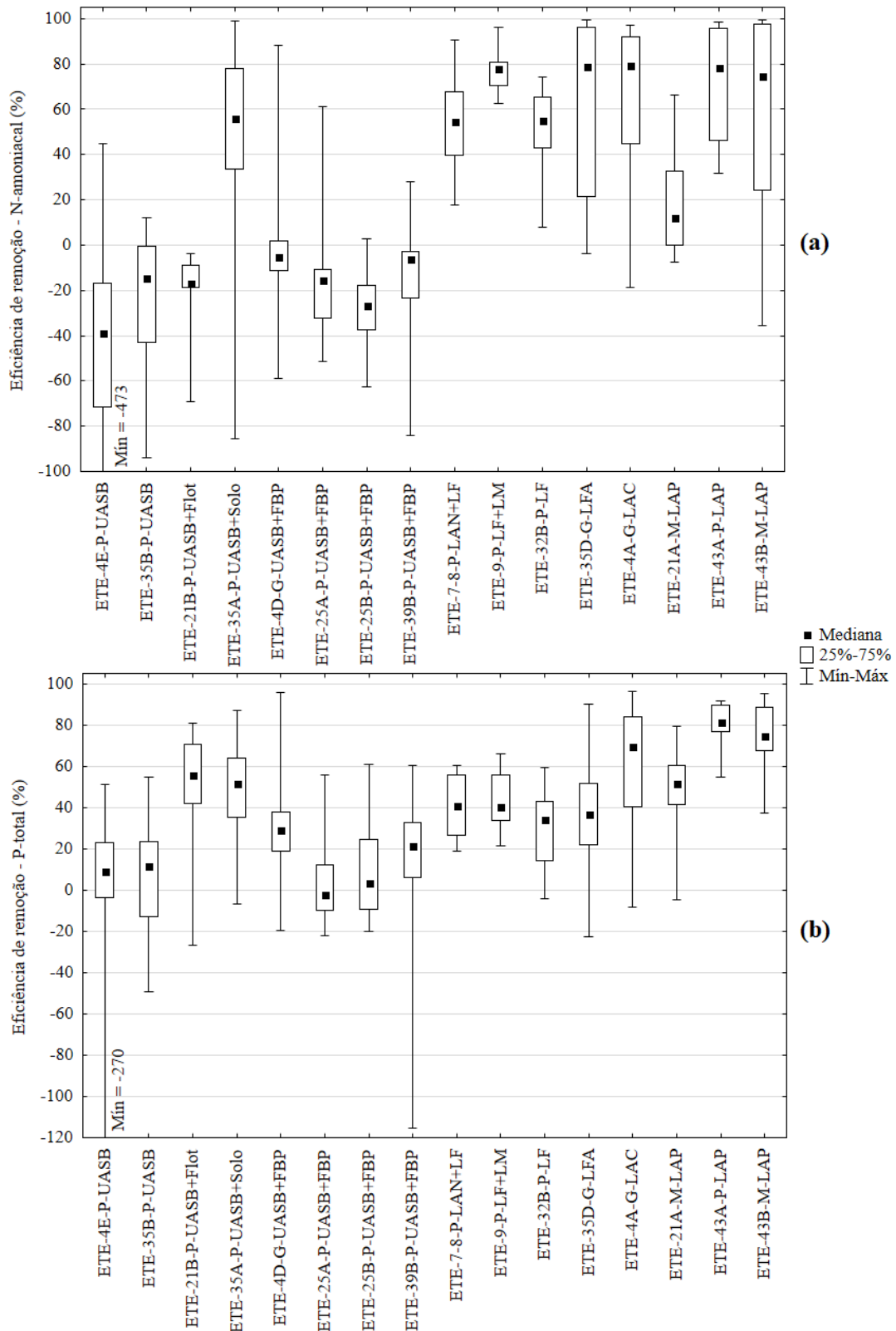
Dentre as ETEs que apresentaram as maiores eficiências medianas de remoção de SST, acima de 80%, tem-se as ETE-35B-P-UASB, ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-4D-G-UASB+FBP, ETE-4A-G-LAC, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP. Tais ETEs também apresentaram baixas concentrações do parâmetro nos esgotos tratados. Merece destaque a ETE-4D-G-UASB+FBP, cujo valor mínimo de eficiência de SST foi 79%, apresentando baixa amplitude dos dados, o que indica estabilidade no sistema. Trata-se da única ETE da tecnologia UASB+FBP de grande porte, sendo que para outros parâmetros a unidade também apresentou elevadas eficiências de remoção, o que provavelmente está relacionado a um melhor controle operacional.

Monteiro (2009) encontrou eficiências médias de remoção de SST próximas ao verificado para as medianas das ETEs do presente estudo de mesmas tecnologias. Oliveira e von Sperling (2011) observaram eficiências médias também próximas das medianas das ETEs do rio das Velhas de LF e LAN+LF. Para UASB, os autores encontraram médias inferiores ao observado nas medianas da UPGRH SF5, e para UASB+pós-tratamento, médias superiores à maior parte das ETEs de mesma tecnologia do presente estudo.

Com relação aos S-Sedim, eficiências negativas foram identificadas nos sistemas ETE-21B-P-UASB+Flot, ETE-13-M-UASB+FBP, ETE-4A-G-LAC e ETE-43B-M-LAP (Figura 5.13 (b)). No entanto, apesar de todas as ETEs da bacia do rio das Velhas terem apresentado baixas concentrações afluentes de S-Sedim (menores que o usual para esgotos domésticos), de maneira geral, as ETEs alcançaram elevadas eficiências de remoção. Foram observadas medianas acima de 80%, sendo em muitas ETEs acima de 90%. A única exceção foi a ETE-21B-P-UASB+Flot, que apresentou mediana de 72%, e assim como verificado nas concentrações efluentes de S-Sedim, foi observada a maior amplitude interquartil para a eficiência de remoção do parâmetro na estação em questão.

A Figura 5.14 ilustra as eficiências de remoção dos nutrientes N-amoniaco (a) e P-total (b) nas ETEs da bacia do rio das Velhas durante o período em estudo. Com exceção da ETE-35A-P-UASB+Solo, as ETEs com reatores UASB apresentaram baixas eficiências de remoção de

**Figura 5.14** - Eficiências de remoção de N-amoniacoal (a) e P-total (b) nas ETEs da UPRGH SF5



N-amoniacoal, sendo a maior parte dos dados, valores negativos. Este resultado indica a possível ocorrência de amonificação (conversão do nitrogênio orgânico dos esgotos brutos em

N-amoniaco) nos sistemas ao longo do processo de tratamento, e como, de maneira geral, não há nitrificação, a concentração de N-amoniaco no efluente tratado aumenta. Algumas dessas ETEs com reatores UASB também apresentaram as maiores concentrações efluentes, sendo tecnologias cuja remoção do parâmetro não é esperada (ALMEIDA *et al.*, 2018). No teste de comparações múltiplas, as eficiências de remoção dessas ETEs foram significativamente inferiores às ETEs de outras tecnologias.

Coraucci Filho *et al.* (1999) relatam que o sistema de tratamento de esgotos por escoamento superficial é muito eficiente quanto à remoção de nitrogênio, reportando eficiências entre 60 e 90%, o que confirma a exceção feita à ETE-35A-P-UASB+Solo. As maiores eficiências de remoção de N-amoniaco no teste de comparações múltiplas foram observadas na ETE em questão, além de todas as ETEs de tecnologias de lagoas de estabilização e de lodos ativados (convencional e aeração prolongada). As ETEs não apresentaram diferença significativa entre si e, de maneira geral, foram superiores às demais. Tratam das mesmas estações que apresentaram o melhor desempenho quanto às concentrações efluentes, e em cujos processos empregados pode ocorrer alguma remoção de nitrogênio.

Oliveira (2006) observou eficiências negativas de remoção de nutrientes apenas nos processos anaeróbios de tratamento, sendo que, segundo a autora, algumas possibilidades para os resultados são as maiores idades do lodo dos referidos processos, ocorrendo a lise celular com consequente liberação de substâncias (como os nutrientes); a taxa de crescimento mais elevada dos organismos aeróbios, sendo mais favorável a incorporação dos nutrientes à biomassa; e a possibilidade de volatilização da amônia em sistemas com pH elevado.

Apesar das diferenças não serem estatisticamente significativas, percebe-se pela Figura 5.14 (a) que, dentre as ETEs de lodos ativados, a ETE-21A-M-LAP apresentou as menores eficiências de remoção de N-amoniaco. A ETE apresentou as menores concentrações afluentes e as maiores efluentes do parâmetro, além de menores eficiências em relação a outras variáveis. Por se tratar de uma tecnologia robusta, devem ser investigados maiores detalhes sobre a operação do sistema e o que pode ter levado aos menores desempenhos.

A ETE-9-P-LF+LM apresentou as maiores eficiências de remoção de N-amoniaco. Segundo von Sperling (2002), o principal mecanismo responsável pela remoção do constituinte em lagoas de estabilização, a volatilização, é mais evidente nas LM, podendo alcançar eficiências entre 70 a 80%, o que foi identificado na ETE-9-P-LF+LM.

Com relação às eficiências de remoção de P-total, foram identificados valores negativos em quase todas as ETEs, de diferentes tecnologias de tratamento (Figura 5.14 (b)). No teste de comparações múltiplas, foram identificadas poucas diferenças significativas entre os diferentes pares de comparações. As ETEs que apresentaram menores eficiências de remoção de P-total, com medianas abaixo de 20%, foram as estações ETE-4E-P-UASB, ETE-35B-P-UASB, ETE-25A-P-UASB+FBP e ETE-25B-P-UASB+FBP. Referem-se a duas ETEs com reatores UASB operando isoladamente e duas de UASB+FBP que apresentaram elevadas sobrecargas hidráulicas durante o período de análise (Tabela 5.3). Três dessas estações (ETE-4E-P-UASB, ETE-35B-P-UASB e ETE-25A-P-UASB+FBP) também se situaram entre aquelas com maiores concentrações efluentes do parâmetro.

As ETEs que apresentaram maiores eficiências de remoção de P-total foram as que apresentaram as menores concentrações efluentes do parâmetro, ou seja, ETE-21B-P-UASB+Flot, ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-4A-G-LAC, ETE-21A-M-LAP, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP. Conforme Coraucci Filho *et al.* (1999), o valor médio para sistemas com escoamento superficial é em torno de 50%, e segundo Coraucci Filho *et al.* (2001) pode chegar até 60%, o que foi observado na ETE-35A-P-UASB+Solo. Além disso, apesar de a ETE-21B-P-UASB+Flot ter apresentado um pior desempenho para diversos parâmetros em análise, em relação ao P-total a estação se destaca com melhores resultados devido ao processo da flotação, em que a remoção de fósforo é esperada.

Oliveira (2006) observou eficiências medianas de remoção de P-total próximas em relação às ETEs de LF, LAN+LF e UASB. A autora encontrou, contudo, menores valores em relação à tecnologia de lodos ativados, ao confrontar com as ETEs da bacia do rio das Velhas. A eficiência mediana de remoção de P-total da tecnologia UASB+pós-tratamento em Oliveira (2006) foi próxima apenas ao observado na ETE-4D-G-UASB+FBP.

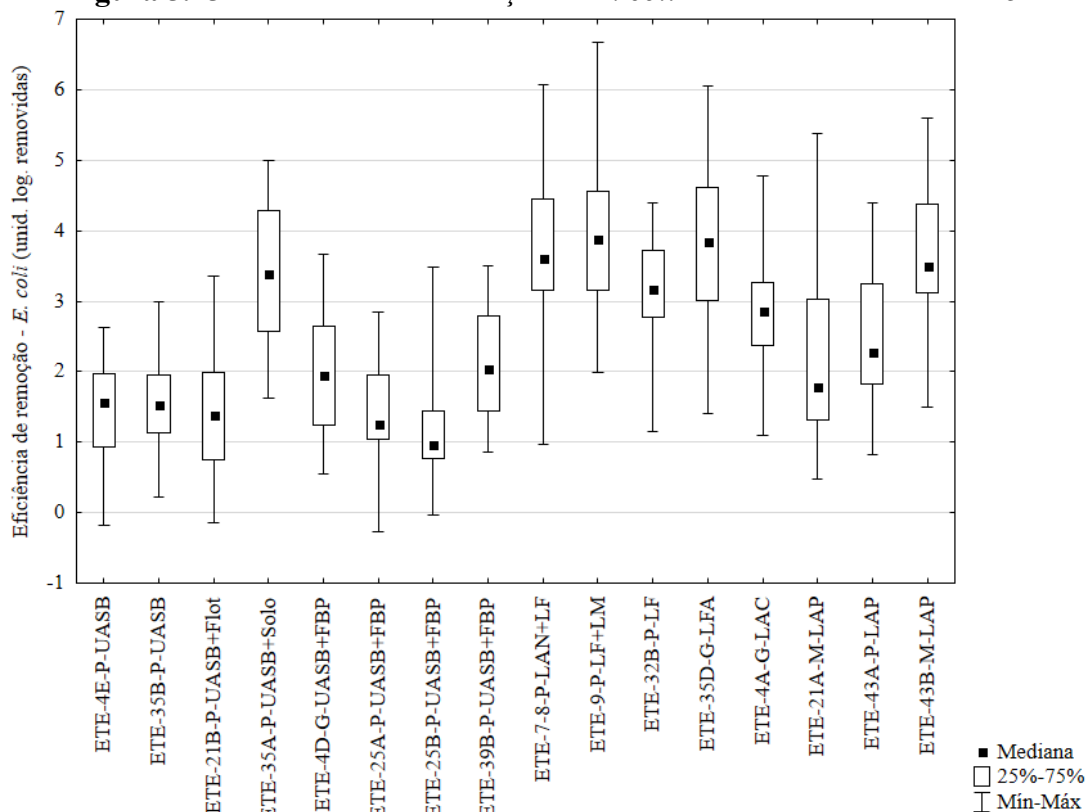
A Figura 5.15 mostra as eficiências de remoção de *E. coli* das ETEs da bacia, em unidades logarítmicas removidas. As menores eficiências foram encontradas nas estações ETE-4E-P-UASB, ETE-35B-P-UASB, ETE-21B-P-UASB+Flot, ETE-4D-G-UASB+FBP, ETE-25A-P-UASB+FBP, ETE-25B-P-UASB+FBP, ETE-39B-P-UASB+FBP e ETE-21A-M-LAP, em que não foram identificadas diferenças significativas no teste de comparações múltiplas. São tecnologias que não objetivam a remoção de organismos patogênicos, e a maior parte dos dados das eficiências nessas ETEs esteve abaixo de 2 unidades logarítmicas removidas, o que

muitas vezes não é suficiente para alcançar os padrões de qualidade dos corpos receptores. A maioria das estações que apresentaram baixas eficiências de remoção também apresentaram as maiores concentrações efluentes do parâmetro.

As ETEs com maiores eficiências foram ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-7-8-P-LAN+LF, ETE-9-P-LF+LM, ETE-32B-P-LF, ETE-35D-G-LFA, ETE-4A-G-LAC e ETE-43B-M-LAP (Figura 5.15), sendo que elas não apresentaram diferença significativa entre si no teste de comparações múltiplas. Os resultados foram consistentes com o desempenho operacional das ETEs quanto às concentrações efluentes do parâmetro microbiológico.

Conforme von Sperling (2002), a remoção de organismos patogênicos é um dos objetivos mais importantes das lagoas de estabilização, sendo que uma certa remoção ocorre nas LAN, LF e LFA, no entanto, a grande remoção tem lugar nas LM. Apesar disso, não houve diferença significativa nas eficiências de remoção entre as ETEs de diferentes configurações de lagoas de estabilização.

**Figura 5.15** - Eficiências de remoção de *E. coli* nas ETEs da UPGRH SF5



Foram comparadas as faixas das eficiências de remoção observadas nas ETEs (percentil 10% - percentil 90%) com as faixas de valores usuais alcançadas por cada sistema, obtidas em von

Sperling (2014a). Foram incluídos na análise apenas os parâmetros disponíveis na literatura em questão. Os resultados são mostrados na Tabela 5.10.

Os sistemas ETE-4E-P-UASB, ETE-35B-P-UASB, ETE-12-P-UASB+LF+LM, ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-4D-G-UASB+FBP, ETE-13-M-UASB+FBP, ETE-39B-P-UASB+FBP, ETE-35D-G-LFA, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP apresentaram os melhores ajustes com relação ao reportado em von Sperling (2014a) considerando as tecnologias de tratamento empregadas. Essas ETEs estiveram também entre as que apresentaram bons ajustes levando em conta as concentrações efluentes dos parâmetros em análise.

As duas ETEs operando com reatores UASB isoladamente apresentaram um bom ajuste, o que foi também identificado por Monteiro (2009). Um destaque é dado às ETEs ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP, que apresentaram elevadas eficiências de remoção, significativamente superiores a outros sistemas para diversos parâmetros, e que também mostraram o adequado ajuste às faixas reportadas na literatura, muitas vezes mostrando um desempenho ainda superior ao esperado, principalmente para DQO e P-total.

Com relação ao P-total, na maioria das tecnologias empregadas não é esperada uma remoção substancial do constituinte, sendo o valor usual muitas vezes inferior a 35% (VON SPERLING, 2014a). No entanto, valores maiores que a faixa foram identificados em alguns sistemas (ETE-35A-P-UASB+Solo, ETE-7-8-P-LAN+LF, ETE-32B-P-LF, ETE-35D-G-LFA, ETE-4A-G-LAC, ETE-21A-M-LAP, ETE-43A-P-LAP e ETE-43B-M-LAP). Os melhores resultados foram encontrados nas ETEs de lodos ativados, chegando até a 91%.

Em se tratando do parâmetro microbiológico, na maioria das ETEs também foram encontrados valores superiores ao usual para as tecnologias. No entanto, ressalta-se novamente que os valores obtidos em von Sperling (2014a) são para coliformes termotolerantes, o que pode explicar os resultados obtidos.

**Tabela 5.10** - Comparação entre as eficiências de remoção típicas reportadas na literatura e as observadas nas ETEs da UPGRH SF5

ETEs	Faixa eficiência de remoção - DBO (%)		Faixa eficiência de remoção - DQO (%)		Faixa eficiência de remoção - SST (%)		Faixa eficiência de remoção - N-amoniaco (%)		Faixa eficiência de remoção - P-total (%)		Faixa eficiência de remoção - <i>E. coli</i> (unid. log. Removidas)	
	Usual	Observada	Usual	Observada	Usual	Observada	Usual	Observada	Usual	Observada	Usual	Observada
4E-P-UASB	60 - 75	71 - 89	55 - 70	47 - 85	65 - 80	32 - 90	< 50	- 141 a 11	< 35	- 40 a 39	≈ 1	0, 4 - 2,3
35B-P-UASB	60 - 75	80 - 90	55 - 70	66 - 87	65 - 80	61 - 91	< 50	- 70 a 6	< 35	-19 a 46	≈ 1	0,7 - 2,3
12-P-UASB+LF+LM	77 - 87	74 - 85	70 - 83	71 - 83	73 - 83	-	50 - 65	-	> 50	-	3 - 5	-
21B-P-UASB+Flot	83 - 93	24 - 82	83 - 90	15 - 84	90 - 97	-20 a 79	< 30	-20 a -5	75 - 88	-18 a 74	1 - 2	0,3 - 2,8
35A-P-UASB+Solo	77 - 90	86 - 99	70 - 85	83 - 98	80 - 93	69 - 99	35 - 65	-58 a 98	< 35	27 - 71	2 - 3	2,0 - 4,8
4D-G-UASB+FBP	80 - 93	86 - 91	73 - 88	81 - 89	87 - 93	86 - 94	< 50	-19 a 13	< 35	6 - 59	1 - 2	1,1 - 3,0
13-M-UASB+FBP	80 - 93	70 - 86	73 - 88	70 - 85	87 - 93	-	< 50	-	< 35	-	1 - 2	-
25A-P-UASB+FBP	80 - 93	47 - 89	73 - 88	40 - 81	87 - 93	29 - 83	< 50	-41 a 4	< 35	-16 a 51	1 - 2	0,5 - 2,2
25B-P-UASB+FBP	80 - 93	56 - 86	73 - 88	41 - 83	87 - 93	38 - 84	< 50	-46 a -9	< 35	-14 a 37	1 - 2	0,2 - 2,2
39B-P-UASB+FBP	80 - 93	80 - 92	73 - 88	65 - 89	87 - 93	57 - 92	< 50	-50 a 18	< 35	-73 a 43	1 - 2	1,1 - 3,1
7-8-P-LAN+LF	75 - 85	60 - 94	65 - 80	58 - 89	70 - 80	54 - 89	< 50	30 - 81	< 35	19 - 59	1 - 2	1,4 - 5,0
9-P-LF+LM	80 - 85	62 - 94	70 - 83	43 - 80	73 - 83	20 - 87	50 - 65	68 - 83	> 50	29 - 57	3 - 5	2,8 - 4,9
32B-P-LF	75 - 85	71 - 88	65 - 80	37 - 76	70 - 80	10 - 92	< 50	37 - 68	< 35	-3 a 53	1 - 2	1,8 - 4,1
35D-G-LFA	75 - 85	74 - 97	65 - 80	62 - 93	70 - 80	62 - 92	< 30	7 - 97	< 35	2 - 56	1 - 2	2,2 - 5,5
4A-G-LAC	85 - 93	79 - 94	80 - 90	76 - 93	87 - 93	61 - 95	> 80	27 - 96	< 35	6 - 91	1 - 2	2,0 - 3,8
21A-M-LAP	90 - 97	64 - 86	83 - 93	57 - 84	87 - 93	61 - 89	> 80	0 - 48	< 35	35 - 68	1 - 2	0,7 - 3,7
43A-P-LAP	90 - 97	89 - 98	83 - 93	86 - 97	87 - 93	87 - 98	> 80	38 - 98	< 35	69 - 91	1 - 2	1,5 - 3,7
43B-M-LAP	90 - 97	91 - 99	83 - 93	87 - 98	87 - 93	84 - 98	> 80	1 - 99	< 35	58 - 91	1 - 2	2,4 - 5,0

Obs.: Usual é a faixa típica obtida em von Sperling (2014a) para cada parâmetro; Observada é a faixa entre o percentil 10% e o percentil 90% das eficiências de remoção das ETEs.

As estações ETE-21B-P-UASB+Flot, ETE-25A-P-UASB+FBP, ETE-25B-P-UASB+FBP, ETE-9-P-LF+LM, ETE-32B-P-LF e ETE-21A-M-LAP apresentaram eficiências de remoção inferiores ao usual. Muitas delas apresentaram eficiências inferiores às demais nos testes de comparações múltiplas. Algumas dessas ETEs também mostraram concentrações nos efluentes tratados superiores ao usual para as tecnologias. Assim como identificado nas concentrações efluentes, para as eficiências de remoção, os maiores distanciamentos das faixas da literatura são para os parâmetros DBO, DQO, SST, o que é um resultado preocupante.

Com relação à ETE-21B-P-UASB+Flot, suas eficiências de remoção foram significativamente inferiores à maior parte das demais nos testes de comparações múltiplas. No entanto, para o parâmetro P-total, a ETE apresentou um desempenho superior às demais. Tal resultado não indica, contudo, um desempenho adequado em relação ao parâmetro, uma vez que, conforme a Tabela 5.10, as eficiências máximas observadas foram inferiores ao valor mínimo da faixa reportada em von Sperling (2014a). Assim, era esperada uma eficiência de remoção de P-total ainda maior, devido à tecnologia da flotação, que conforme Aisse *et al.* (2001), pode alcançar excelentes remoções de fósforo.

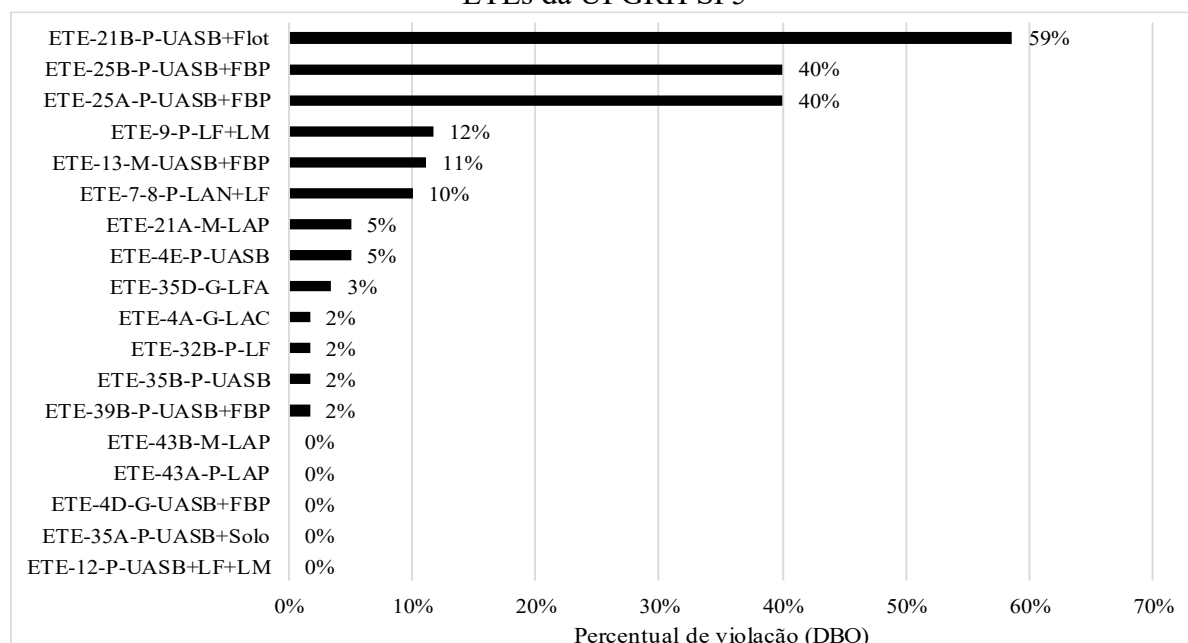
Outro destaque merece ser dado às remoções de N-amoniacal nas ETEs de lodos ativados convencional e aeração prolongada, em que valores inferiores a 80% foram observados. Devem ser investigados alguns fatores operacionais nos sistemas que podem interferir na nitrificação, conforme mencionado por von Sperling (2014a): a idade do lodo (deve ser adequada ao desenvolvimento das bactérias nitrificantes), a concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração, e a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras (o que pode ser uma realidade devido à localização das ETEs, na RMBH, que portanto podem estar recebendo efluentes industriais). Outros fatores mencionados por von Sperling (2014a) não devem ser um problema vivenciado pelos sistemas, como a temperatura, que é usualmente adequada nas condições climáticas brasileiras, e o pH, uma vez que o pH dos efluentes está dentro da faixa adequada para a ocorrência de nitrificação (de 6,5 a 8,0) (VON SPERLING, 2014a), conforme Figura 5.11 (b).

Oliveira (2006) identificou eficiências médias de remoção inferiores ao considerado usual para todos os constituintes em diversas tecnologias de tratamento. No entanto, a tecnologia que apresentou um maior ajuste foi UASB+pós-tratamento, sendo que, na bacia do rio das Velhas, algumas ETEs de tal tecnologia mostraram eficiências inferiores ao usual.

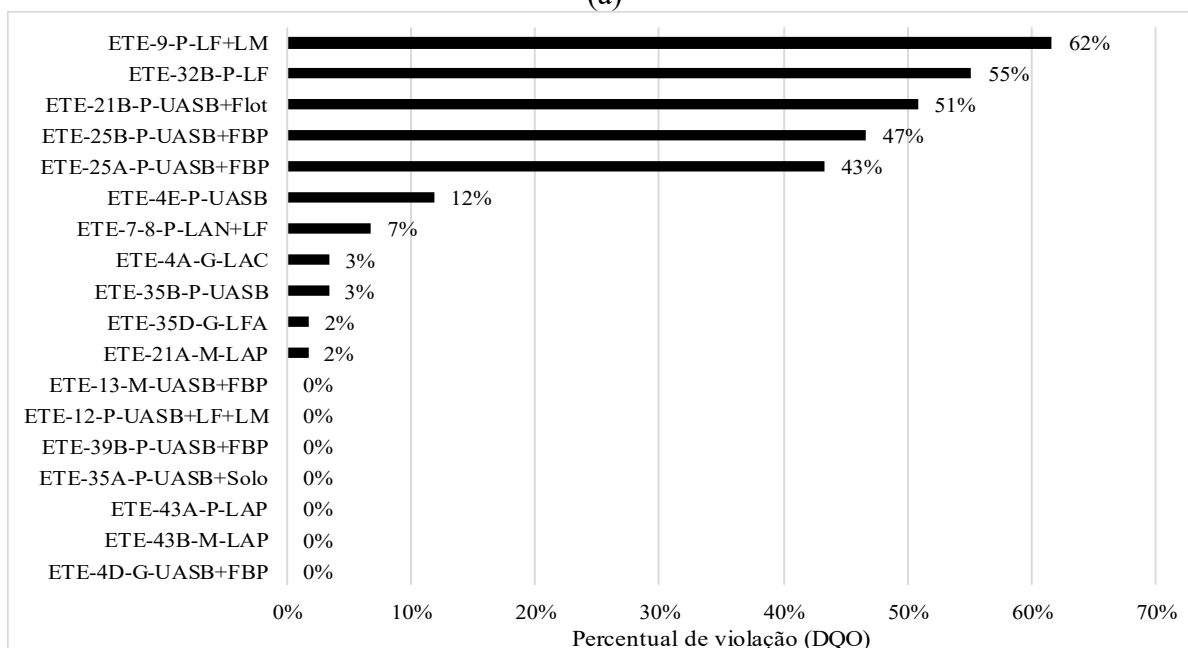
### 5.2.1.6 Violação aos padrões de lançamento

A Figura 5.16 mostra os percentuais de violação aos padrões de lançamento de DBO (a) e DQO (b) e a Figura 5.17 aos padrões de SST (a) e S-Sedim (b), conforme estabelecido na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (Tabela 4.1) analisando conjuntamente concentração efluente e eficiência de remoção no caso de DBO e DQO. Os percentuais de violação aos padrões de pH não foram apresentados devido aos baixos valores alcançados pelos sistemas, sendo o máximo de 6% na ETE-25B-P-UASB+FBP, e na maioria das estações, de 0%.

**Figura 5.16 - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de DBO (a) e DQO (b) das ETEs da UPRGH SF5**

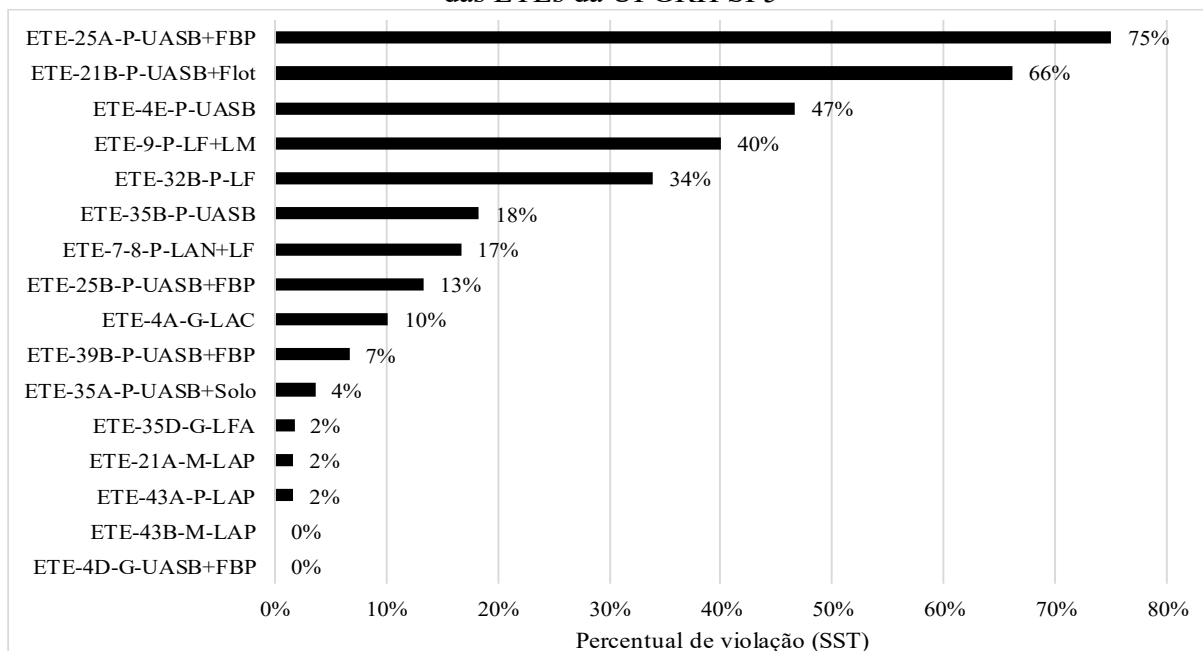


(a)

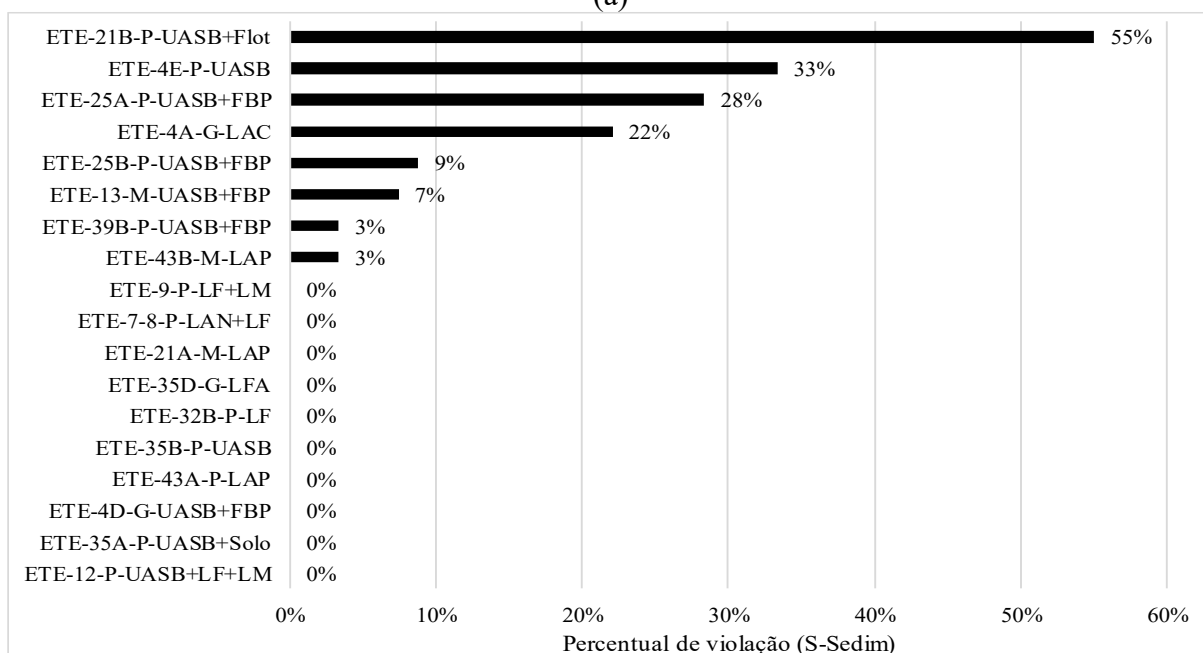


(b)

**Figura 5.17** - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de SST (a) e S-Sedim (b) das ETEs da UPGRH SF5



(a)



(b)

Elevados percentuais de violação foram encontrados para os parâmetros em várias ETEs. A ETE-21B-P-UASB+Flot e a ETE-25A-P-UASB+FBP foram identificadas com pior desempenho em relação a diversas variáveis, e também se encontram entre os sistemas de tratamento com maiores percentuais de violação para matéria orgânica e sólidos. Apenas a ETE-4D-G-UASB+FBP atendeu todos os padrões em todas as amostragens durante o período.

Oliveira (2006) observou que a maioria das ETEs estudadas, de todas as modalidades, apresentaram condições instáveis de operação, o que leva à incapacidade de assegurar o cumprimento aos padrões. A autora identificou, ainda, resultados de percentuais de atendimento variados por ETEs de mesma modalidade. Na bacia do rio das Velhas, os maiores percentuais de violação foram constatados em estações de UASB, UASB com pós-tratamento e lagoas de estabilização. No entanto, outras ETEs de mesmas modalidades apresentaram baixos percentuais, o que corrobora o observado por Oliveira (2006).

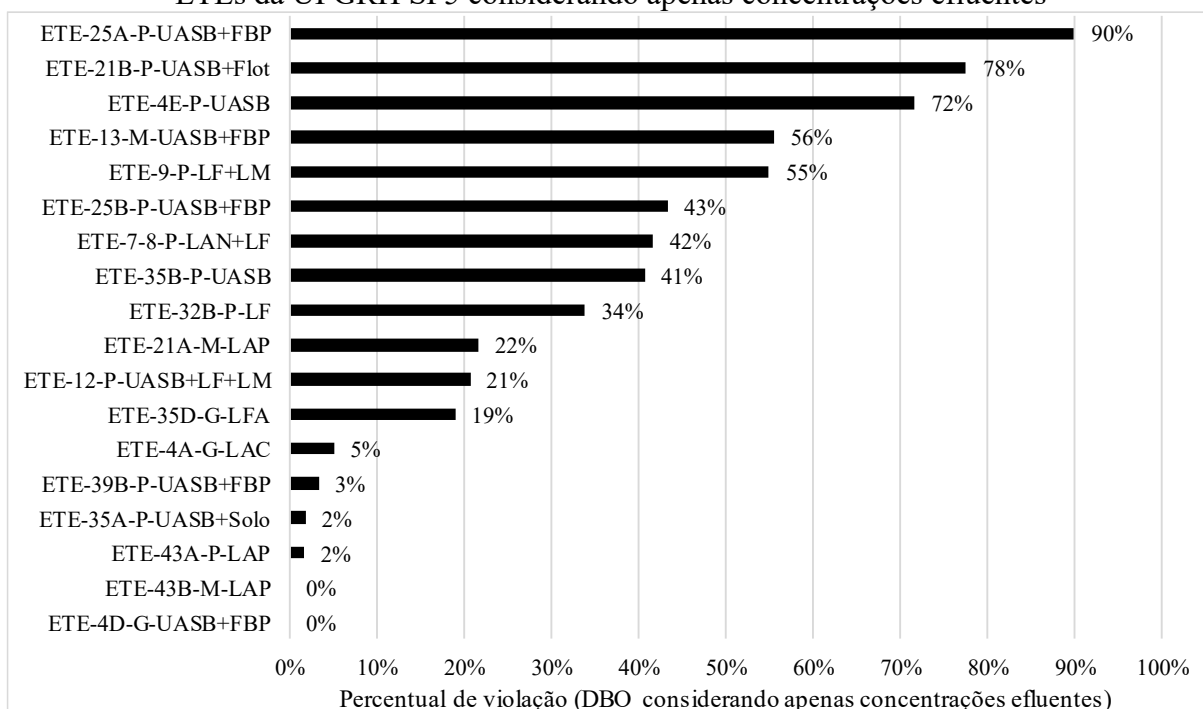
Conforme Veról e Volschan Jr. (2007), algumas legislações internacionais adotam padrões de lançamento de efluentes domésticos para os parâmetros nitrogênio, fósforo e coliformes termotolerantes, os quais não são englobados nas legislações mineira e brasileira, que incluem tais variáveis apenas para a qualidade das águas. Conforme von Sperling (1998), é difícil o controle das fontes poluidoras apenas a partir da qualidade requerida para os corpos receptores. Em relação ao N-amoniaco, Ribeiro (2015) afirma que, apesar de a legislação atual flexibilizar o lançamento de cargas nitrogenadas oriundas de sistemas de tratamento de esgotos domésticos, a contínua reformulação dos padrões pode levar à incorporação de um padrão de lançamento para o N-amoniaco. Sendo assim, os sistemas devem levar em conta a remoção de tal constituinte em seus tratamentos.

Em relação aos padrões de lançamento para esgotos domésticos que constam na DN COPAM/CERH-MG nº 01/08, Veról e Volschan Jr. (2007) identificaram legislações internacionais mais restritivas para DBO, DQO e SST no Chile, Paraguai, México, Comunidade Europeia e Estados Unidos. Ainda, poucos dos países estudados pelos autores adotam padrões para eficiências de remoção de matéria orgânica, e mesmo quando os padrões são incluídos, tratam-se, na maior parte dos casos, de valores mais elevados.

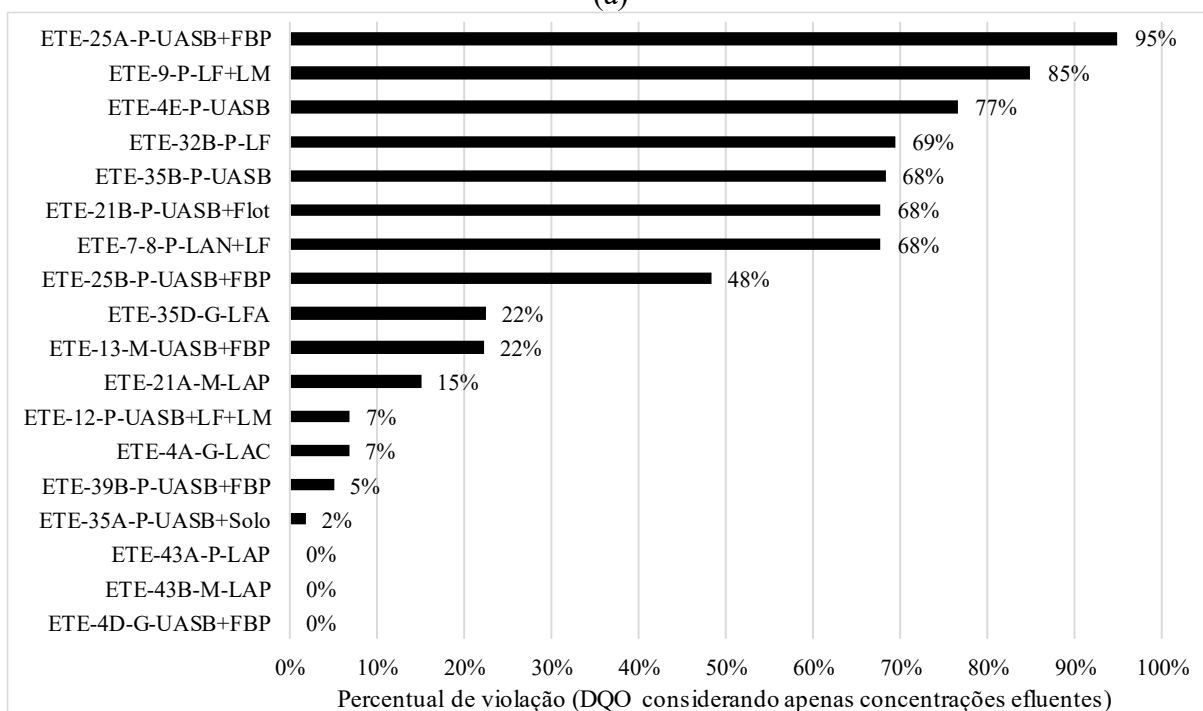
Como algumas legislações internacionais preconizam o atendimento apenas a concentrações efluentes, sem mencionar eficiências de remoção, foi efetuada uma análise dos resultados que seriam obtidos pelas ETEs da bacia do rio das Velhas neste cenário. A Figura 5.18 apresenta os percentuais de violação para DBO (a) e DQO (b), considerando apenas as concentrações efluentes máximas preconizadas pela legislação estadual vigente (60 mg/L e 180 mg/L, respectivamente). Percebe-se que os percentuais de violação se elevam consideravelmente para a maior parte das ETEs, visto que os padrões de lançamento são flexibilizados pela legislação ao considerar a possibilidade do atendimento a eficiências de remoção mínimas.

Oliveira (2006) e Leonel (2016) também verificaram que o critério que contempla apenas o resultado das concentrações efluentes foi o mais restritivo.

**Figura 5.18** - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de DBO (a) e DQO (b) das ETEs da UPGRH SF5 considerando apenas concentrações efluentes



(a)



(b)

### 5.2.2 Corpos receptores a montante e a jusante do lançamento

As mesmas dificuldades relatadas para os dados de monitoramento dos esgotos foram também verificadas no monitoramento dos corpos receptores das ETEs, como frequência de monitoramento variável entre diferentes parâmetros de um mesmo corpo receptor, identificação de valores discrepantes, entre outras. No entanto, ao contrário do monitoramento dos esgotos, houve uma uniformidade nos parâmetros monitorados entre os corpos receptores das diferentes ETEs. Portanto, foram selecionados aqueles com maior número de dados, sendo eles DBO, DQO, OD, turbidez, *E. coli*, pH, N-amoniaco, nitrato e P-total.

O período para análise foi o mesmo daquele para os esgotos da bacia. O monitoramento dos corpos receptores das estações ETE-4E-P-UASB e ETE-35A-P-UASB+Solo foi iniciado tardiamente, em outubro de 2011 e julho de 2014, respectivamente, o que impediu que fossem incluídos na análise.

Os corpos receptores das ETEs da UPGRH SF5 são classe 2, com exceção daqueles das estações ETE-4A-G-LAC e ETE-4D-G-UASB+FBP, que são classe 3, e da ETE-35B-P-UASB, que é classe 1. Além disso, dentre as estações analisadas nesta pesquisa, a ETE-7-8-P-LAN+LF, a ETE-39B-P-UASB+FBP e a ETE-43B-M-LAP lançam os esgotos tratados no mesmo corpo d'água, nesta ordem, de montante para jusante. A ETE-21A-M-LAP e a ETE-21B-P-UASB+Flot também lançam no mesmo corpo receptor, nesta ordem. Em áreas muito urbanizadas, como na bacia do rio das Velhas, é comum a situação de um mesmo rio receber várias contribuições de lançamentos pontuais de ETEs (WIGGINTON, 2013).

Foram fornecidas as coordenadas geográficas dos pontos de lançamento e de monitoramento a montante e a jusante das ETEs da RMBH (as informações da ETE-12-P-UASB+LF+LM e da ETE-13-M-UASB+FBP não foram enviadas pelo prestador). A Tabela 5.11 mostra as distâncias aproximadas entre o ponto de lançamento e os pontos de monitoramento a montante e a jusante em cada caso.

A coleta a jusante deve ocorrer em um ponto onde rio e esgoto estejam bem misturados (VON SPERLING, 2014a), sendo que os esgotos não são misturados imediatamente com a massa líquida no local do lançamento. É necessária certa distância de percurso para atingir a mistura total, que pode ser em função de variáveis como velocidade, largura média e profundidade do rio. Além disso, a distância é usualmente maior quando o lançamento é em uma margem do

curso d'água, se comparada ao lançamento no meio da seção transversal do rio (VON SPERLING, 2014b).

**Tabela 5.11** - Distâncias aproximadas entre o ponto de lançamento e o monitoramento a montante e a jusante de cada ETE

ETE	Distância aproximada do lançamento ao monitoramento a montante (m)	Distância aproximada do lançamento ao monitoramento a jusante (m)
ETE-4A-G-LAC	1.900	1.800
ETE-4D-G-UASB+FBP	360	100
ETE-7-8-P-LAN+LF	300	300
ETE-9-P-LF+LM	12	85
ETE-21A-M-LAP	50	26
ETE-21B-P-UASB+Flot	180	115
ETE-25A-P-UASB+FBP	30	40
ETE-25B-P-UASB+FBP	60	60
ETE-32B-P-LF	35	20
ETE-35B-P-UASB	20	60
ETE-35D-G-LFA	20	40
ETE-39B-P-UASB+FBP	45	80
ETE-43A-P-LAP	20	260
ETE-43B-M-LAP	25	45

Tais fatores não foram levantados para os sistemas em estudo, não sendo possível comparar a distância ideal e a realmente praticada, que é variável para cada ETE, conforme indicado na Tabela 5.11. Segundo o prestador, o ponto do monitoramento realizado a jusante depende das condições de acesso aos locais de coleta e da necessidade de não existir lançamento de terceiros entre o lançamento dos esgotos e o monitoramento a jusante, o que é ainda mais limitante na RMBH, região com diversos lançamentos pontuais nos cursos d'água. Portanto, cumpre destacar que em alguns casos o monitoramento pode não ter sido realizado no ponto de mistura lateral total. Apesar disso, a maioria dos corpos receptores são córregos, portanto de pequena largura, variável que influencia muito na distância para atingir a mistura total (VON SPERLING, 2014b).

#### 5.2.2.1 Análises estatísticas preliminares dos corpos receptores

Após análise de consistência dos dados, verifica-se que apenas nove valores foram excluídos do banco de dados dos corpos receptores da UPGRH SF5 (Tabela 5.12). Alguns exemplos de valores não considerados passíveis de ocorrência foram valores nulos de pH, concentração de OD de 24,0 mg/L e de N-amoniaco de 24.000,0 mg/L.

A Tabela 5.13 apresenta o número de dados mantidos e analisados, por cada parâmetro, para os corpos receptores a montante e a jusante do lançamento de cada ETE. O monitoramento é mais frequente na ETE-4A-G-LAC e na ETE-4D-G-UASB+FBP, em que DBO, DQO, OD,

turbidez, *E. coli* e pH são monitorados mensalmente e N-amoniacoal, nitrato e P-total são monitorados trimestralmente. Nas demais ETEs, o monitoramento é bimestral para os parâmetros DBO, DQO, OD, turbidez, *E. coli* e pH. Já os nutrientes (N-amoniacoal, nitrato e P-total) são monitorados semestralmente.

**Tabela 5.12** - Número de dados excluídos após análise de consistência, considerando apenas ETEs e parâmetros que houve exclusão, na UPGRH SF5

ETE	DBO		pH		N-amoniacoal		Total
	M	J	M	J	M	J	
ETE-4D-G-UASB+FBP	-	1	1	1	-	-	3
ETE-21A-M-LAP	1	-	-	-	-	-	1
ETE-21B-P-UASB+Flot	-	-	1	1	-	-	2
ETE-25B-P-UASB+FBP	1	-	-	-	-	-	1
ETE-43B-M-LAP	-	-	-	-	1	1	2
<b>Total</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>9</b>

Obs.: M = Montante; J = Jusante.

**Tabela 5.13** - Número de dados analisados por ETE e por variável, para os corpos receptores a montante (M) e a jusante (J) na UPGRH SF5

ETE	DBO		DQO		OD		Turbidez		<i>E. coli</i>		pH		N-amoniacoal		Nitrato		P-total		Total
	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	
ETE-4A-G-LAC	60	60	59	59	58	58	52	60	59	59	59	59	20	20	20	20	20	20	822
ETE-4D-G-UASB+FBP	60	59	59	59	57	57	60	60	59	60	58	58	20	20	19	19	20	20	824
ETE-7-8-P-LAN+LF	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	10	10	10	10	10	10	408
ETE-9-P-LF+LM	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	10	10	10	10	10	10	420
ETE-12-P-UASB+LF+LM	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	10	10	8	8	9	9	402
ETE-13-M-UASB+FBP	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	9	9	8	8	9	9	376
ETE-21A-M-LAP	29	30	29	30	30	30	30	30	30	30	30	30	10	10	10	10	10	10	418
ETE-21B-P-UASB+Flot	30	30	29	30	30	30	30	30	30	30	28	28	10	10	10	10	10	10	415
ETE-25A-P-UASB+FBP	27	27	27	27	25	25	27	27	27	27	27	27	10	10	10	10	10	10	380
ETE-25B-P-UASB+FBP	29	30	30	30	28	28	30	30	30	30	30	30	10	10	10	10	10	10	415
ETE-32B-P-LF	30	30	30	30	29	29	30	30	30	30	30	30	10	10	10	10	10	10	418
ETE-35B-P-UASB	30	30	30	29	29	29	30	30	30	30	30	30	10	10	10	10	10	10	417
ETE-35D-G-LFA	28	28	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	10	10	10	10	10	10	406
ETE-39B-P-UASB+FBP	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	10	10	8	8	10	10	392
ETE-43A-P-LAP	28	29	28	29	28	29	28	29	28	29	28	29	10	10	10	10	10	10	402
ETE-43B-M-LAP	29	30	30	30	30	30	30	29	30	30	30	30	9	9	10	10	10	10	416
<b>Total</b>	<b>523</b>	<b>526</b>	<b>523</b>	<b>525</b>	<b>516</b>	<b>517</b>	<b>519</b>	<b>527</b>	<b>525</b>	<b>527</b>	<b>522</b>	<b>523</b>	<b>178</b>	<b>178</b>	<b>173</b>	<b>173</b>	<b>178</b>	<b>178</b>	<b>7.331</b>

No Apêndice III (Tabelas III.1 a III.16) são apresentados os resultados das estatísticas descritivas das concentrações a montante e a jusante do lançamento de cada ETE da bacia do rio das Velhas.

### 5.2.2.2 Comparação estatística entre o monitoramento a montante e a jusante do lançamento

A Tabela 5.14 mostra os resultados do teste de Mann-Whitney, de comparação entre os valores a montante e a jusante do lançamento de cada ETE, para cada parâmetro.

Apesar de as ETEs serem implementadas com o objetivo de regularizar os lançamentos de efluentes não tratados, os esgotos tratados ainda impõem alterações físicas, químicas e biológicas nos corpos d'água, bem como não apresentam a mesma qualidade dos cursos d'água receptores, podendo levar a impactos significativos (CAREY; MIGLIACCIO, 2009; DRURY; ROSI-MARSHALL; KELLY, 2013). Tal situação foi identificada na bacia do rio das Velhas, sendo que os parâmetros que apresentaram maior percentual de lançamentos de ETEs com alteração significativa foram DBO, DQO, *E. coli* e P-total. Para essas variáveis, metade ou mais dos corpos receptores teve concentrações significativamente superiores a jusante ao comparar com os dados a montante. Sendo assim, há um comprometimento na qualidade das águas em termos de matéria orgânica, indicadores de organismos patogênicos e nutrientes após o lançamento dos esgotos tratados.

Com relação à DBO e DQO, os corpos receptores em que houve aumento significativo nas concentrações a jusante do lançamento são de ETEs que apresentaram nos esgotos tratados as maiores concentrações desses parâmetros. De maneira oposta, nos corpos receptores em que não foi identificado impacto ou até mesmo as concentrações foram significativamente inferiores a jusante, são de ETEs com as menores concentrações efluentes de matéria orgânica. No entanto, essa situação não foi observada consistentemente para os demais parâmetros e nem em todas as situações. Como exemplo tem-se a ETE-35B-P-UASB, que apresentou elevadas concentrações dos parâmetros nos esgotos tratados, mas o impacto negativo do lançamento foi verificado apenas para *E. coli* no corpo receptor. Ao contrário, tem-se a ETE-21A-M-LAP, que, apesar de apresentar maiores concentrações efluentes que o usual para a tecnologia empregada, foram inferiores em relação a outras ETEs. Ainda assim, foi identificada alteração significativa no corpo receptor para a maioria dos parâmetros.

**Tabela 5.14** - Resultado do teste estatístico de Mann-Whitney de comparação entre montante e jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF5 ( $\alpha = 5\%$ )

ETE	DBO		DQO		OD		Turbidez		<i>E. coli</i>		pH		N-amoniacoal		Nitrato		P-total	
	p	Result	p	Result	p	Result	p	Result	p	Result	p	Result	p	Result	p	Result	p	Result
ETE-35B-P-UASB	0,3749	=	0,0700	=	0,5649	=	0,1223	=	<b><u>0,0029</u></b>	↑	0,7672	=	0,0821	=	0,6776	=	0,0757	=
ETE-12-P-UASB+LF+LM	<b><u>0,0124</u></b>	↑	<b><u>0,0046</u></b>	↑	0,4882	=	<b><u>0,0005</u></b>	↑	0,1217	=	<b><u>0,0048</u></b>	↑	0,1405	=	0,6365	=	<b><u>0,0015</u></b>	↑
ETE-21B-P-UASB+Flot	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0017</u></b>	↓	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0000</u></b>	↓	<b><u>0,0102</u></b>	↑	0,4727	=	0,0757	=
ETE-4D-G-UASB+FBP	0,9724	=	0,8717	=	0,2284	=	0,2366	=	<b><u>0,0337</u></b>	↑	0,0852	=	<b><u>0,0008</u></b>	↑	<b><u>0,0046</u></b>	↑	<b><u>0,0012</u></b>	↑
ETE-13-M-UASB+FBP	<b><u>0,0002</u></b>	↑	<b><u>0,0001</u></b>	↑	<b><u>0,0001</u></b>	↓	0,2952	=	<b><u>0,0178</u></b>	↑	0,9655	=	0,2164	=	0,7929	=	<b><u>0,0020</u></b>	↑
ETE-25A-P-UASB+FBP	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0010</u></b>	↓	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0000</u></b>	↑	0,9862	=	<b><u>0,0003</u></b>	↑	0,5708	=	<b><u>0,0025</u></b>	↑
ETE-25B-P-UASB+FBP	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0009</u></b>	↓	<b><u>0,0007</u></b>	↑	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0210</u></b>	↓	<b><u>0,0010</u></b>	↑	0,2730	=	<b><u>0,0010</u></b>	↑
ETE-39B-P-UASB+FBP	0,2099	=	0,2446	=	0,1759	=	0,5389	=	<b><u>0,0325</u></b>	↑	0,7364	=	0,1509	=	0,2271	=	0,1212	=
ETE-7-8-P-LAN+LF	<b><u>0,0096</u></b>	↑	0,1314	=	0,1963	=	0,0620	=	0,4098	=	0,4267	=	0,1306	=	0,8501	=	<b><u>0,0046</u></b>	↑
ETE-9-P-LF+LM	<b><u>0,0007</u></b>	↑	<b><u>0,0153</u></b>	↑	0,1410	=	<b><u>0,0016</u></b>	↑	<b><u>0,0105</u></b>	↑	0,2249	=	0,1041	=	0,4274	=	<b><u>0,0233</u></b>	↑
ETE-32B-P-LF	<b><u>0,0007</u></b>	↑	<b><u>0,0000</u></b>	↑	0,5859	=	<b><u>0,0001</u></b>	↑	<b><u>0,0309</u></b>	↑	0,5054	=	0,1212	=	0,7913	=	<b><u>0,0058</u></b>	↑
ETE-35D-G-LFA	<b><u>0,0179</u></b>	↓	0,2435	=	<b><u>0,0000</u></b>	↑	0,0609	=	<b><u>0,0042</u></b>	↓	<b><u>0,0004</u></b>	↑	0,7913	=	1,0000	=	0,5708	=
ETE-4A-G-LAC	<b><u>0,0033</u></b>	↓	<b><u>0,0358</u></b>	↓	<b><u>0,0346</u></b>	↑	0,9419	=	<b><u>0,0001</u></b>	↓	0,9378	=	0,9676	=	0,4408	=	0,7353	=
ETE-21A-M-LAP	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0000</u></b>	↑	0,0944	=	<b><u>0,0000</u></b>	↑	<b><u>0,0000</u></b>	↑	0,7223	=	<b><u>0,0002</u></b>	↑	0,0539	=	<b><u>0,0002</u></b>	↑
ETE-43A-P-LAP	0,3032	=	0,6264	=	0,9237	=	0,3671	=	0,9745	=	0,5868	=	0,6776	=	0,6501	=	0,9699	=
ETE-43B-M-LAP	0,5696	=	0,6048	=	0,2393	=	0,9577	=	0,3829	=	0,9823	=	0,4529	=	0,9699	=	0,9699	=

Obs.: p = valor p do teste de Mann-Whitney; Result = Resultado. Os valores sublinhados e em negrito indicam onde a diferença encontrada foi significativa ( $p < 0,05$ ).

= Sem diferença significativa das concentrações entre montante e jusante;

↑ Concentrações significativamente superiores a jusante em relação a montante;

↓ Concentrações significativamente inferiores a jusante em relação a montante.

Em alguns casos não é possível estabelecer uma relação direta entre o desempenho operacional das ETEs e a qualidade das águas, devido às diferentes condições hidrodinâmicas dos corpos receptores. Não foram disponibilizadas informações sobre as vazões desses corpos d'água, o que impossibilita o cálculo da razão de diluição em cada caso, fator que influencia na capacidade de assimilação e, conseqüentemente, nos impactos evidenciados pelo lançamento dos esgotos. Leonel (2016) identificou um aumento nas concentrações de DBO, DQO, *E. coli* e N-amoniacal a jusante do lançamento nos corpos receptores de menores razões de diluição. Tal resultado salienta a importância da obtenção das informações de vazão dos corpos hídricos. Neste estudo não foram levantadas, também, informações mais detalhadas sobre o uso e ocupação do solo na região, que podem estar contribuindo para a qualidade observada nos corpos de água.

Ao contrário de demais parâmetros, o impacto negativo resultante do lançamento de esgotos é verificado quando as concentrações de OD reduzem a jusante. Em 25% dos lançamentos da bacia do rio das Velhas, as concentrações do parâmetro a jusante foram significativamente inferiores em relação à montante. Nestes corpos receptores houve aumento significativo de DBO e DQO, o que mostra a relação inversa já esperada dos parâmetros de matéria orgânica com o OD (KUMAR; REDDY, 2009). No entanto, é importante ressaltar que as concentrações críticas (mínimas) de OD ocorrem a jusante da mistura (VON SPERLING, 2014a). Sendo assim, como em muitos corpos receptores foram identificadas concentrações de matéria orgânica significativamente superiores a jusante, e como a repercussão mais nociva de poluição de um corpo d'água por matéria orgânica é a redução das concentrações de OD em termos ecológicos (VON SPERLING, 2014a), é importante monitorar os cursos d'água em outros pontos mais a jusante e identificar os reais impactos no OD. Ekka *et al.* (2006) não verificaram alterações nas concentrações de OD a jusante do lançamento de quatro ETEs nos EUA. Leonel (2016), por outro lado, identificou uma redução significativa nas concentrações de OD para todos os quatro corpos receptores em estudo.

Esgotos tratados podem contribuir de maneira significativa com aportes de nutrientes aos corpos d'água (KUMAR; REDDY, 2009), o que foi identificado na bacia do rio das Velhas em termos de N-amoniacal e P-total. Conforme Carey e Migliaccio (2009), elevadas concentrações de nutrientes, acima do requerido por algas e plantas aquáticas para o crescimento, podem persistir a jusante de lançamentos, mesmo existindo mistura, diluição e desnitrificação. Conforme os autores, nestas situações, as concentrações a jusante

permanecem acima do verificado a montante. Sendo assim, é importante realizar o monitoramento em outros pontos a jusante também para identificar as alterações ao longo dos cursos d'água.

Waiser, Tumber e Holm (2011) encontraram diferenças significativas nas concentrações de N-amoniacal, de formas oxidadas do nitrogênio (nitrito+nitrato) e de P-total entre o monitoramento a montante e a jusante do lançamento de uma ETE no Canadá. Os autores observaram concentrações de nitrito+nitrato a mais de 100 km a jusante do lançamento sendo significativamente superiores às concentrações a montante, o que reforça a importância de monitorar os cursos d'água em mais pontos a jusante. Drury, Rosi-Marshall e Kelly (2013), ao avaliarem o efeito do lançamento de duas ETEs de portes distintos nos EUA, identificaram, em ambos os rios, aumento significativo nas concentrações de nitrato e de fosfato. Ao contrário do constatado pelos estudos mencionados, na bacia do rio das Velhas não houve diferença significativa nas concentrações de nitrato entre o monitoramento a montante e a jusante dos corpos receptores (com exceção da ETE-4D-G-UASB+FBP), sendo as concentrações baixas nos dois pontos. Na análise do desempenho operacional das ETEs, foram verificadas baixas concentrações do parâmetro nos esgotos tratados (Figura 5.9 (b)). Além disso, o nitrato está mais associado a uma poluição remota (VON SPERLING, 2014a), fatores que podem explicar os resultados encontrados na bacia.

Em 75% dos lançamentos, não houve diferença significativa dos valores de pH entre o monitoramento a montante e a jusante. Em dois corpos receptores foi identificado aumento significativo, e em outros dois, redução significativa a jusante. Além disso, mesmo nas situações de diferença significativa, o pH se mantinha em valores próximos da neutralidade, o que sugere que não deve haver um impacto no ambiente aquático em relação a esta variável. Ekka *et al.* (2006) também encontraram valores de pH entre 6,0 e 9,0 a montante e a jusante dos lançamentos, sem alterações consistentes decorrentes dos efluentes tratados. Ao avaliar o desempenho operacional das ETEs da bacia do rio das Velhas, de maneira geral, o pH dos esgotos tratados também esteve próximo da neutralidade.

Da Figura 5.19 a Figura 5.22 podem ser constatados os valores dos parâmetros monitorados a montante e a jusante de todas as ETEs, para cada parâmetro em análise. Foram apresentados os limites legais estabelecidos na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 para classe 2 (Tabela 4.2), que representa a maioria dos corpos receptores da bacia. Como o nitrato apresentou

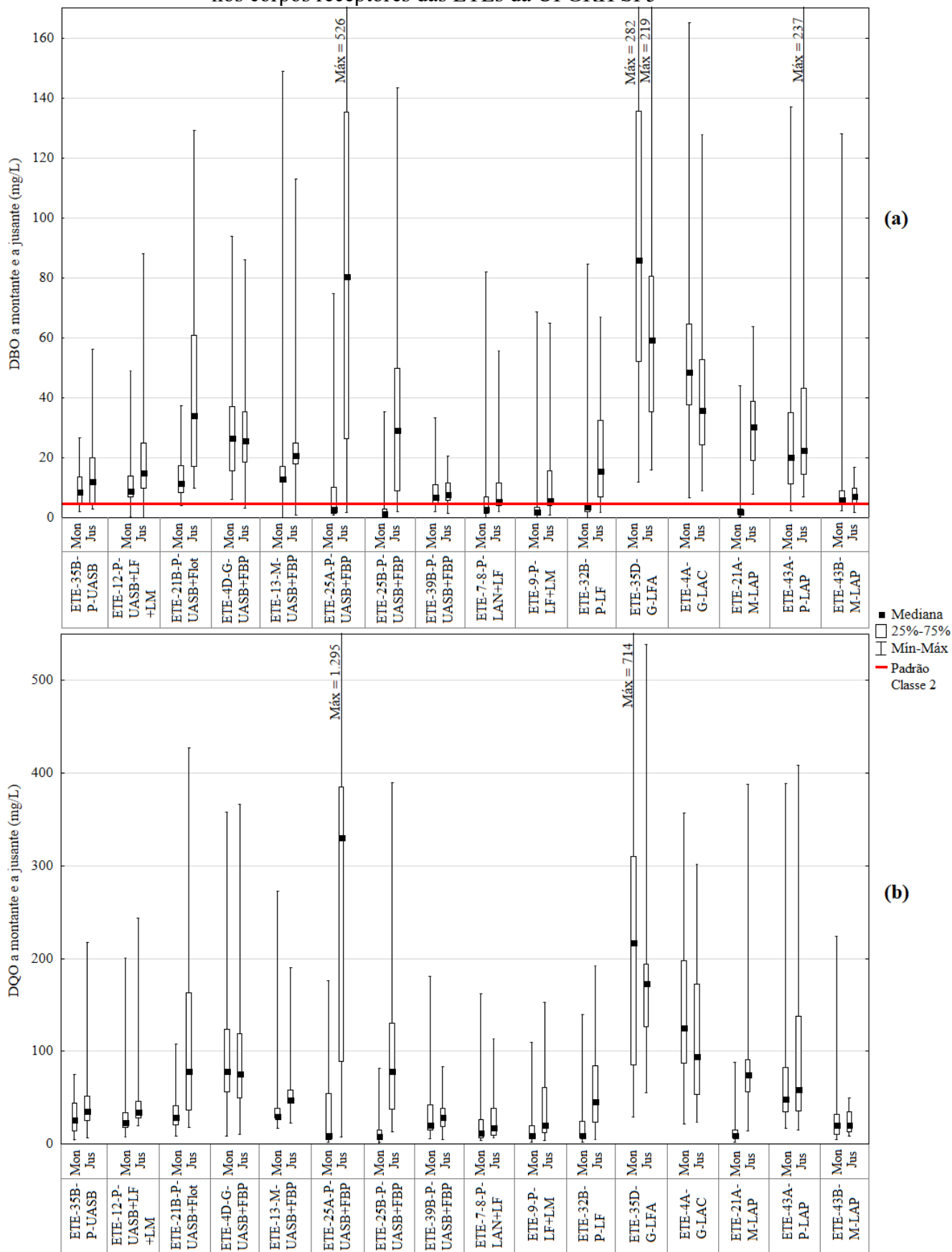
baixas concentrações a montante e a jusante, além de ter sido significativamente superior a jusante apenas em uma ETE, não foi apresentado nos gráficos *box-plot*.

As estações que apresentaram maiores alterações a jusante foram a ETE-21B-P-UASB+Flot, a ETE-25A-P-UASB+FBP e a ETE-25B-P-UASB+FBP. Houve alteração significativa para a maior parte dos parâmetros em análise (Tabela 5.14), e verifica-se nos *box-plots* (Figura 5.19 a Figura 5.22) o expressivo aumento das concentrações dos contaminantes e da redução do OD. Na análise de desempenho das ETEs, as três foram identificadas com problemas operacionais que reduzem a qualidade do efluente tratado, como sobrecarga hidráulica e instabilidade no processo do tratamento.

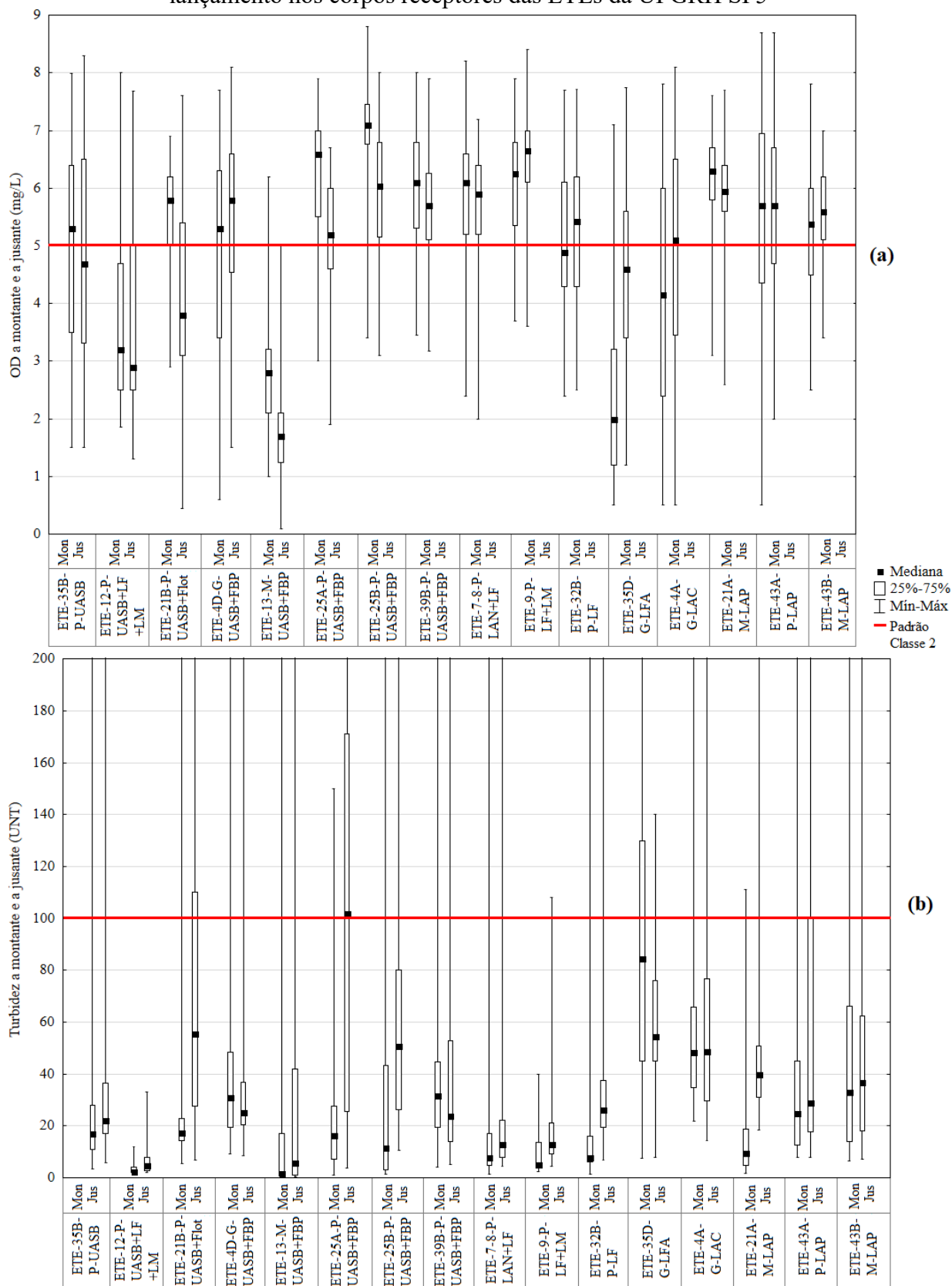
Os resultados mais alarmantes são identificados no corpo receptor da ETE-25A-P-UASB+FBP. Ao comparar os dados nos dois pontos de monitoramento, verificou-se concentrações medianas a jusante cerca de 30 vezes superiores em relação à montante para DBO, DQO e P-total, de 50 vezes para N-amoniacal e de 860 vezes para *E. coli*. O monitoramento a jusante é realizado a uma distância aproximada de 40 m a partir do lançamento (Tabela 5.11). Levando em conta as concentrações elevadas dos contaminantes, acredita-se que provavelmente não existe uma mistura completa neste ponto.

Melhores resultados foram identificados na ETE-43A-P-LAP e na ETE-43B-M-LAP, as quais não apresentaram alteração significativa entre montante e jusante para nenhum parâmetro. Apesar das limitações em estabelecer uma relação direta entre a performance das ETEs e as alterações nos corpos receptores, conforme já destacado, cumpre ressaltar que as duas estações apresentaram elevada qualidade dos efluentes tratados no período. Ainda, nos corpos receptores da ETE-35D-G-LFA e da ETE-4A-G-LAC houve redução significativa nas concentrações de matéria orgânica e de *E. coli*, além de aumento significativo nas concentrações de OD a jusante. As duas ETEs também apresentaram elevada qualidade dos efluentes tratados, que podem ter contribuído para a melhoria na qualidade das águas dos corpos receptores (em relação aos parâmetros analisados), que a montante do lançamento apresentaram qualidade deteriorada. Os municípios 35 e 4 são de grande porte, com população acima de 100.000 habitantes (Tabela 5.1), e fazem parte da RMBH, portanto os corpos d'água das localidades recebem diversas contribuições de efluentes domésticos e industriais.

**Figura 5.19** - Concentrações de DBO (a) e DQO (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPRGH SF5

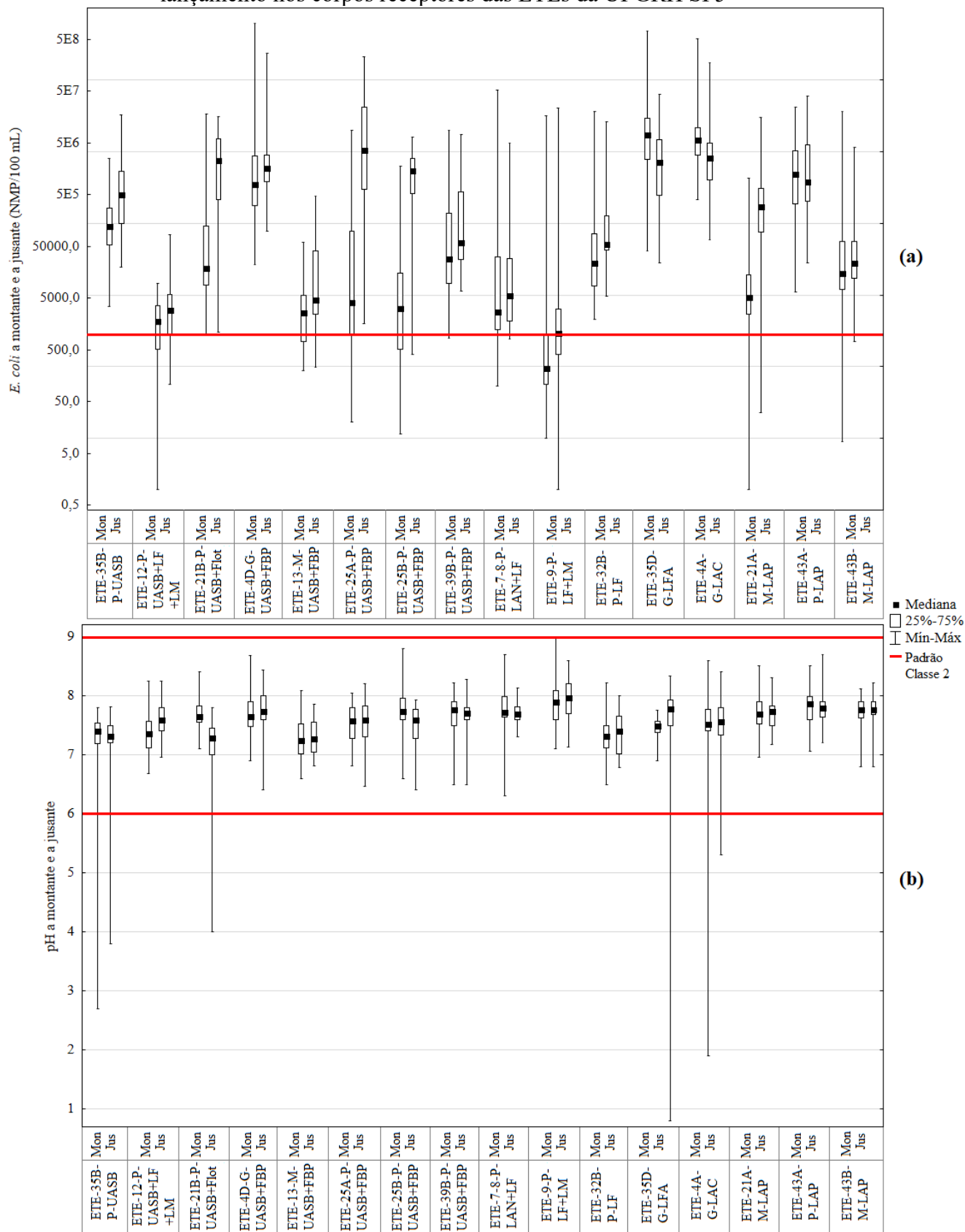


**Figura 5.20** - Concentrações de OD (a) e valores de turbidez (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF5

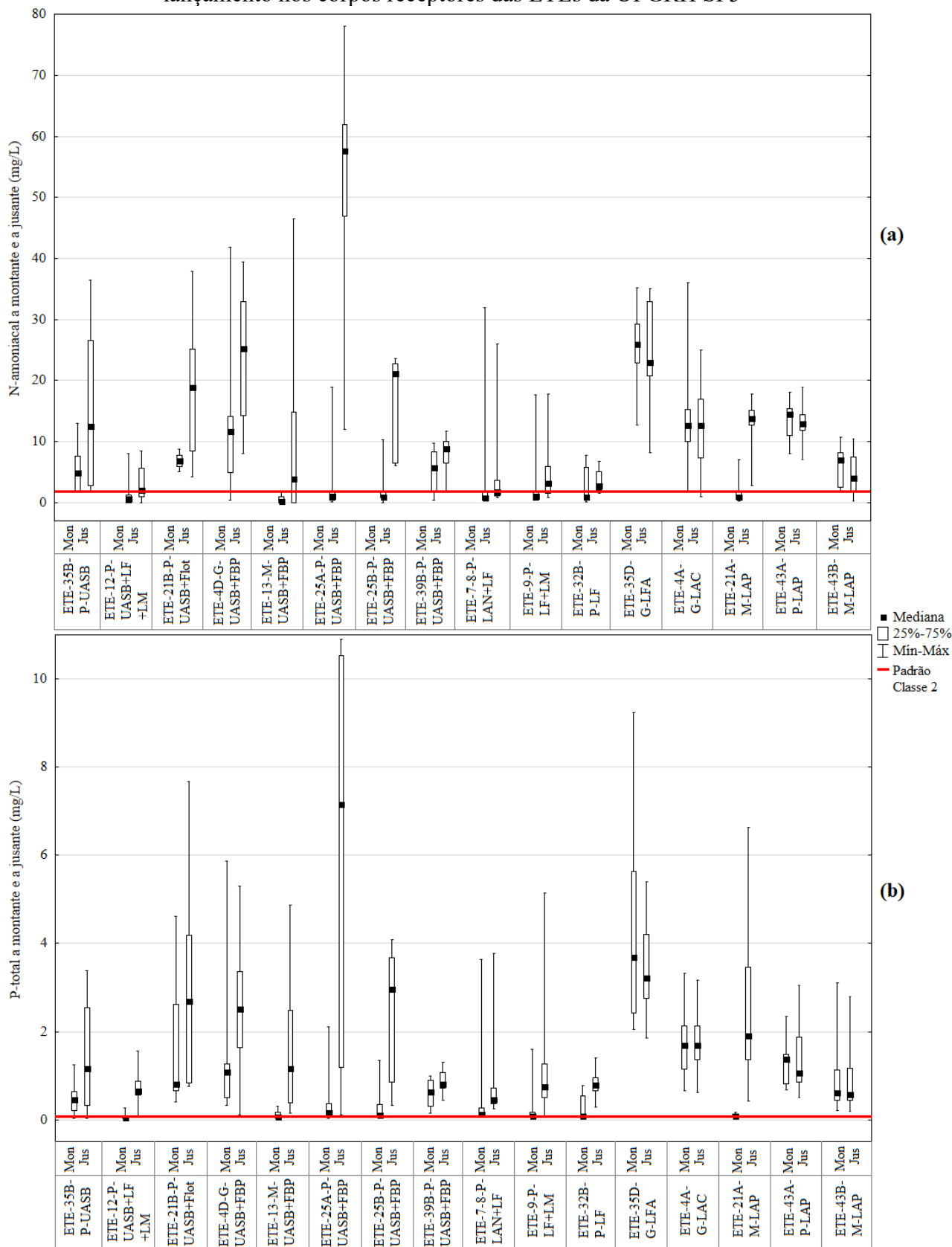


Obs.: Os valores máximos de turbidez foram omitidos para melhor visualização do *box-plot* devido aos picos observados no período chuvoso, chegando a valores acima de 4.000 UNT.

**Figura 5.21** - Concentrações de *E. coli* (a) e valores de pH (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF5



**Figura 5.22 -** Concentrações de N-amoniacoal (a) e P-total (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF5



Obs.: Os limites legais de N-amoniacoal são dependentes do pH (Tabela 4.2). Foi mostrado o valor de 2,0, que é referente à faixa de pH que a maior parte dos dados se manteve ( $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ ), conforme Figura 5.21.

É possível observar nos *box-plots* (Figura 5.19 a Figura 5.22) condições degradadas da qualidade dos recursos hídricos na bacia mesmo a montante do lançamento dos esgotos. Contrapondo esse cenário, Leonel (2016) observou, de maneira geral, boa qualidade das águas a montante dos lançamentos na bacia do Baixo Pardo/Grande. No entanto, trata-se de uma área consideravelmente menos urbanizada e adensada, em que a maioria dos municípios são de pequeno porte, e a população representa apenas 0,8% da população do estado de São Paulo (LEONEL, 2016). A bacia do rio das Velhas abrange cerca de 25% da população de MG (CBH RIO DAS VELHAS, 2015), sendo que a maior parte (70% da população da bacia) se encontra nos limites da RMBH, apesar de esta região ocupar apenas 10% da área da UPGRH (PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019).

Os resultados encontrados, de expressiva degradação na qualidade das águas da bacia do rio das Velhas, confirmam estudos previamente realizados na área, que identificaram o lançamento pontual de esgotos domésticos como principal fonte de poluição na bacia (TRINDADE *et al.*, 2017; CALAZANS *et al.*, 2018; PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019). As condições são mais críticas nas proximidades de grandes centros urbanos (COSTA *et al.*, 2017; TRINDADE *et al.*, 2017), sendo que a RMBH é a região com maiores contaminações por efluentes domésticos e industriais (NONATO *et al.*, 2007; COSTA *et al.*, 2017; CALAZANS *et al.*, 2018; PINTO; ALMEIDA; OLIVEIRA, 2018; PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019).

Trindade *et al.* (2017) identificaram uma tendência temporal de redução nas concentrações de DBO na RMBH devido à instalação de ETEs. No entanto, mesmo tratados, os efluentes oriundos de muitas estações de tratamento da bacia ainda alteram significativamente a qualidade das águas em termos de DBO (Tabela 5.14). Costa *et al.* (2017) encontraram resultados mais próximos ao do presente estudo, em que a maior parte das estações de monitoramento da bacia não apresentaram tendência temporal para os percentuais de violação de DBO, além de todos os outros parâmetros em análise. Dantas *et al.* (2019) também verificaram baixo percentual de estações de monitoramento com tendência temporal nas concentrações do indicador microbiológico de contaminação fecal. Conforme Costa *et al.* (2017) e Dantas *et al.* (2019), os resultados indicam a manutenção, ao longo dos anos, de uma condição de degradação dos recursos hídricos na bacia.

A Tabela 5.15 mostra os percentuais de violação a montante e a jusante do lançamento de cada ETE, segundo padrões estabelecidos na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (Tabela 4.2), e conforme a classe de enquadramento de cada corpo receptor.

**Tabela 5.15** - Percentuais de violação a montante (M) e a jusante (J) do lançamento de cada ETE aos padrões de qualidade de água estabelecidos na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008

ETE	DBO		OD		Turbidez		<i>E. coli</i>		pH		N-amoniacal		Nitrato		P-total	
	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J
35B-P-UASB	90%	97%	69%	72%	13%	15%	100%	100%	3%	3%	70%	70%	0%	0%	90%	90%
12-P-UASB+LF+LM	93%	93%	76%	72%	0%	0%	59%	72%	0%	0%	10%	40%	0%	0%	22%	89%
21B-P-UASB+Flot	90%	100%	23%	73%	3%	30%	97%	100%	0%	4%	100%	100%	0%	0%	100%	100%
4D-G-UASB+FBP	92%	93%	33%	14%	3%	3%	100%	100%	0%	0%	80%	100%	11%	11%	100%	95%
13-M-UASB+FBP	93%	96%	96%	96%	7%	7%	63%	85%	0%	0%	0%	56%	0%	0%	33%	100%
25A-P-UASB+FBP	41%	93%	20%	32%	7%	52%	74%	100%	0%	0%	20%	100%	10%	10%	70%	100%
25B-P-UASB+FBP	17%	93%	7%	21%	10%	17%	63%	97%	0%	0%	30%	100%	0%	10%	50%	100%
39B-P-UASB+FBP	68%	82%	11%	25%	14%	11%	96%	100%	0%	0%	60%	90%	0%	0%	100%	100%
7-8-P-LAN+LF	28%	55%	24%	24%	3%	3%	76%	90%	0%	0%	20%	40%	0%	10%	60%	100%
9-P-LF+LM	17%	57%	17%	13%	0%	3%	23%	50%	0%	0%	20%	70%	0%	0%	50%	90%
32B-P-LF	23%	80%	52%	38%	7%	3%	100%	100%	0%	0%	30%	60%	0%	0%	40%	100%
35D-G-LFA	100%	100%	97%	62%	34%	14%	100%	100%	0%	3%	100%	100%	10%	0%	100%	100%
4A-G-LAC	98%	98%	50%	31%	4%	10%	100%	100%	3%	3%	75%	60%	15%	15%	100%	100%
21A-M-LAP	14%	100%	3%	10%	3%	10%	83%	97%	0%	0%	10%	90%	0%	0%	50%	100%
43A-P-LAP	93%	100%	32%	31%	14%	24%	100%	100%	0%	0%	100%	100%	0%	10%	100%	100%
43B-M-LAP	69%	73%	33%	20%	17%	21%	93%	97%	0%	0%	89%	67%	10%	10%	100%	100%

De maneira geral, os parâmetros que apresentaram maior percentual de violação foram DBO, OD, *E. coli*, N-amoniacal e P-total. Em muitos casos, os percentuais aumentaram a jusante em comparação com montante. No entanto, é importante notar que os percentuais de violação a montante dos lançamentos são bastante elevados, e elevadas concentrações dos contaminantes já são identificadas. Tal resultado demonstra a importância da análise da qualidade das águas a nível de bacia hidrográfica, uma vez que há outros municípios na bacia sem tratamento de esgotos (Figura 5.1), além de outras fontes de contaminação, como efluentes industriais e poluições difusas (IGAM, 2017).

Com relação à *E. coli* e P-total, na maioria das ETEs, percentuais de violação de 100% foram identificados a jusante. Esses resultados reforçam o fato de a maioria das tecnologias de tratamento não serem projetadas para a remoção desses constituintes, sendo o lançamento dos esgotos tratados, portanto, refletido no não atendimento aos padrões. Em diversas pesquisas realizadas na bacia do rio das Velhas, os parâmetros microbiológicos de contaminação fecal e o P-total estiveram entre os três mais violados (TRINDADE, 2013; COSTA *et al.*, 2017; CALAZANS *et al.*, 2018; PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019), o que demonstra o

baixo percentual de atendimento do tratamento de esgotos e a insuficiência do tratamento, quando existente, na remoção desses compostos (PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019).

Em alguns casos, foram percebidos os mesmos percentuais de violação a montante e a jusante, mas no teste de Mann-Whitney foram identificadas diferenças significativas nas concentrações nos dois pontos. Como exemplo, na ETE-35B-P-UASB houve aumento significativo das concentrações de *E. coli* a jusante, mas os percentuais de violação foram de 100% nos dois pontos. Em ambos os pontos as concentrações estiveram acima dos padrões permitidos em todas as amostragens, no entanto, a jusante a excedência ao valor limite foi ainda maior.

Com relação aos resultados do parâmetro microbiológico, em países em desenvolvimento, águas superficiais sujeitas a contaminação por esgotos são frequentemente utilizadas para abastecimento doméstico (ROCHELLE-NEWALL *et al.*, 2016), representando um risco à saúde pública. A maioria dos municípios de Minas Gerais (60%) são abastecidos exclusivamente por mananciais superficiais e 20% são abastecidos simultaneamente por fontes de água superficial e subterrânea (ANA, 2010). Em 2016, a taxa de internações por doenças associadas ao saneamento inadequado em Minas Gerais foi de 135,3 por 100.000 habitantes (IBGE, 2017).

Enquanto novas ETEs vão sendo construídas para prevenir lançamentos de esgotos brutos nos corpos hídricos, esforços para minimizar concentrações de nitrogênio e fósforo devem ser tomados para proteger os sistemas aquáticos de concentrações excessivas de nutrientes, e consequente eutrofização (CAREY; MIGLIACCIO, 2009). Waiser, Tumber e Holm (2011) também identificaram elevadas concentrações de nutrientes a jusante do lançamento da ETE, excedendo muito os padrões locais.

Os lançamentos dos esgotos das ETEs em estudo na bacia do rio das Velhas são em ribeirões, córregos e rios, ou seja, ambientes lóticos. Apesar de a eutrofização ser um fenômeno mais comum em ambientes lênticos, é através dos ambientes lóticos que ocorre grande parte do aporte dos nutrientes aos lagos e reservatórios (POPOVA *et al.*, 2006; ANA, 2013). Além disso, no monitoramento realizado pelo IGAM em estações localizadas em ambientes lóticos, nos anos de 2014, 2015 e 2016, dentre todas as bacias do estado, a do rio das Velhas apresentou a condição mais crítica em relação à eutrofização, com cerca de 40% das amostras

de cada ano com elevados Índices de Estado Trófico (nas classificações eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico) (IGAM, 2015, 2016, 2017).

Os parâmetros turbidez, pH e nitrato apresentaram baixos percentuais de violação, tanto a montante quanto a jusante do lançamento das ETEs. O pH e o nitrato apresentaram pouca diferença significativa entre o monitoramento a montante e a jusante dos lançamentos, sendo que não estão relacionados às maiores preocupações da bacia. Para turbidez, 44% das ETEs apresentaram valores a jusante significativamente superiores, o que não implicou, contudo, em percentuais de violação muito maiores, de modo geral.

Leonel (2016) constatou baixos percentuais de violação a montante do lançamento das ETEs, que aumentavam ao avaliar os pontos a jusante. Para o parâmetro *E. coli*, assim como na bacia do rio das Velhas, a autora identificou elevados percentuais de violação mesmo a montante dos lançamentos. O córrego com as maiores desconformidades no referido estudo foi aquele com a menor razão de diluição.

### 5.2.3 Qualidade das águas superficiais

Após os critérios de seleção e organização do banco de dados, foram selecionadas 64 estações de monitoramento do IGAM na bacia do rio das Velhas para análise. A Tabela 5.16 apresenta o resumo das informações do banco de dados selecionado.

**Tabela 5.16** - Banco de dados do monitoramento de qualidade das águas da UPGRH SF5 selecionado para análises

<b>Período</b>	3º trimestre de 2011 ao 2º trimestre de 2016
<b>Frequência</b>	Trimestral
<b>Total de coletas</b>	1.280
<b>Dados válidos</b>	11.518
<b>Estações de monitoramento</b>	AV007, AV010, AV020, AV060, AV070, AV080, AV210, AV250, AV300, AV320, AV340, BV013, BV035, BV037, BV062, BV063, BV067, BV076, BV083, BV105, BV130, BV133, BV135, BV136, BV137, BV138, BV139, BV140, BV141, BV142, BV143, BV144, BV146, BV148, BV149, BV150, BV151, BV152, BV153, BV154, BV155, BV156, BV160, BV161, BV162, SC03, SC10, SC12, SC13, SC14, SC16, SC17, SC19, SC21, SC22, SC23, SC24, SC25, SC26, SC27, SC28, SC30, SC33, SC39
<b>Parâmetros</b>	DBO, OD, turbidez, sólidos totais, coliformes termotolerantes/ <i>E. coli</i> , pH, nitrato, P-total, temperatura da água

Obs.: DBO = Demanda bioquímica de oxigênio; OD = Oxigênio dissolvido; *E. coli* = *Escherichia coli*; P-total = Fósforo total.

O dendograma resultante da AC pelo método de agrupamento de Ward com as estações da bacia do rio das Velhas é ilustrado na Figura 5.23. A linha de corte foi definida em 48, resultando na formação de quatro agrupamentos. A Figura 5.24 mostra a localização das

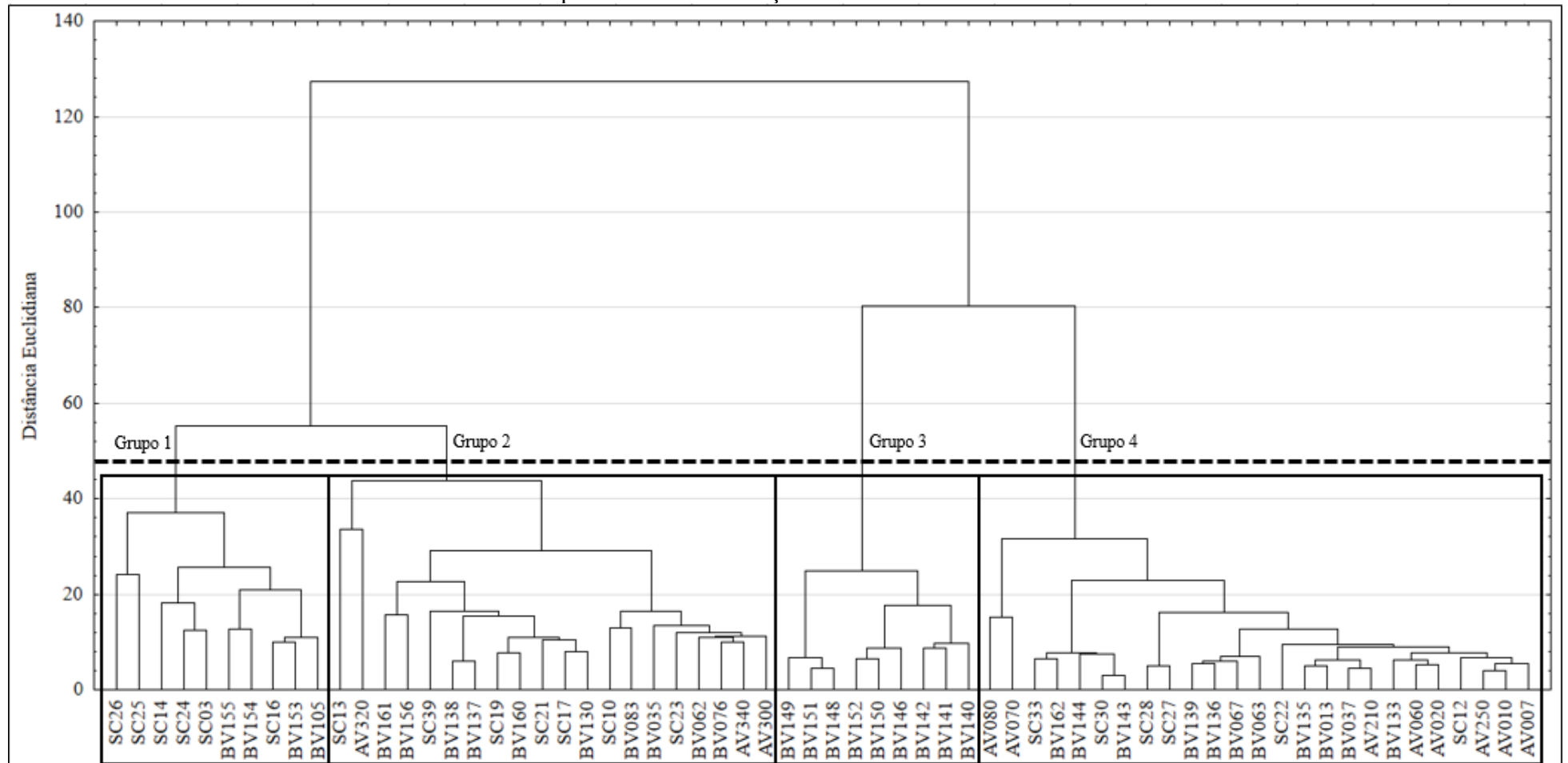
estações de monitoramento conforme os grupos formados e as manchas urbanas na bacia, sem ou com tratamento de esgotos (considerando os municípios cujos sistemas foram ou não analisados na presente pesquisa).

É possível identificar que as estações dos grupos 1 e 2 localizam-se próximas a manchas urbanas, principalmente na RMBH (Figura 5.24). Das nove estações do grupo 3, apenas uma (BV140) não é localizada na calha do rio principal. Trindade *et al.* (2017) e Pinto, Calazans e Oliveira (2019) também identificaram grupos cujas estações se localizam na calha do rio das Velhas. As estações do grupo 4 se distribuíram de forma mais dispersa na área da bacia.

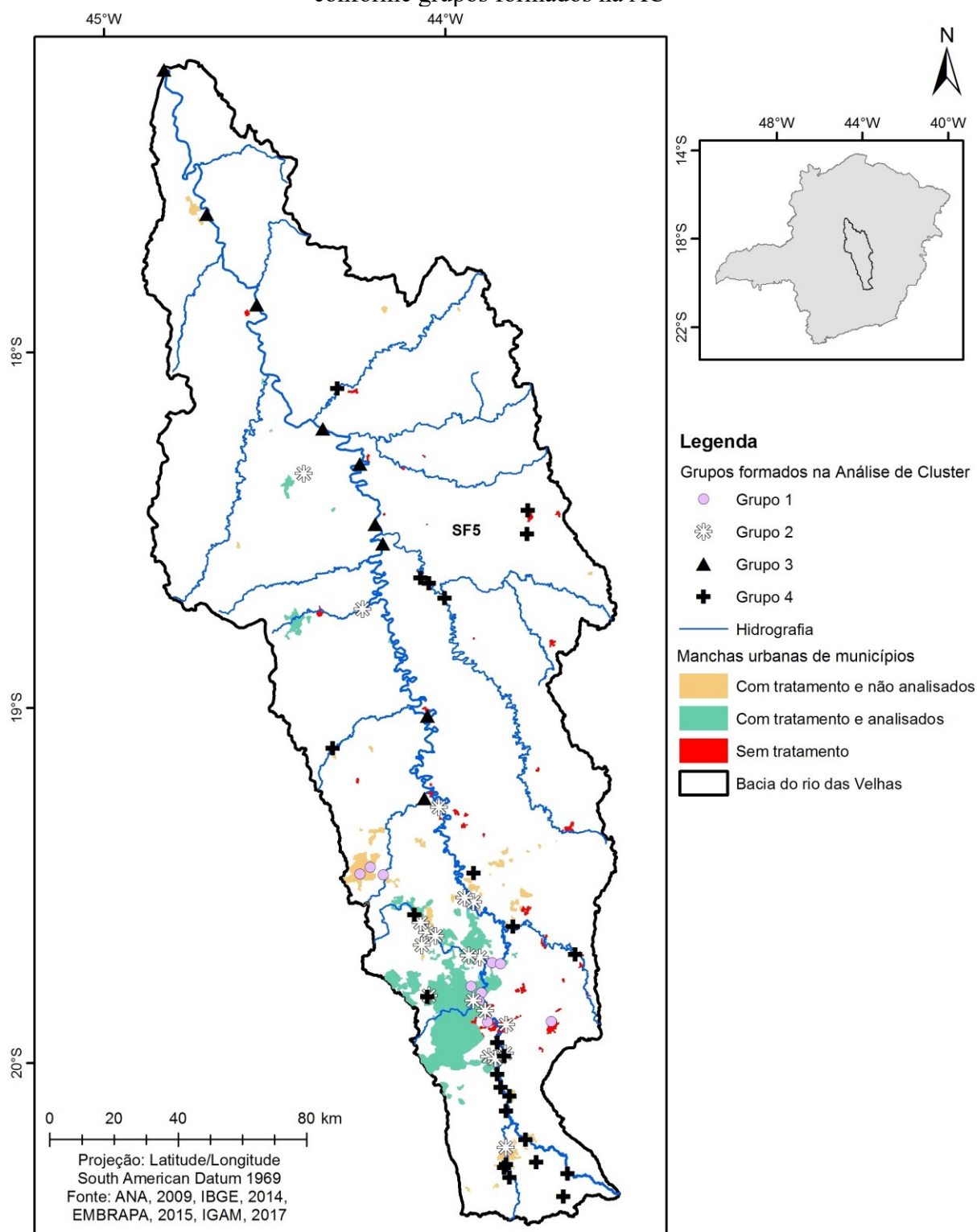
O teste estatístico de Kruskal-Wallis identificou diferença significativa entre os quatro grupos formados para todos os nove parâmetros. Os resultados dos testes de comparações múltiplas são mostrados na Figura 5.25 e na Figura 5.26. Para a maioria dos parâmetros, condições mais deterioradas da qualidade das águas foram encontradas no grupo 1, seguido do grupo 2. Melhores condições foram encontradas no grupo 4, seguido do grupo 3, de maneira geral.

Como as estações de monitoramento dos grupos 1 e 2 localizam-se a jusante de manchas urbanas (Figura 5.24), a pior qualidade das águas deve ser decorrente de lançamentos pontuais de efluentes domésticos e industriais. Destes municípios, alguns possuem tratamento dos esgotos e outros não. Portanto, em alguns casos o tratamento dos efluentes pode não estar sendo satisfatório para garantir a qualidade das águas, como identificado em alguns corpos receptores da bacia. Além disso, não foram levantados os percentuais de atendimento do serviço em cada município, o que é importante uma vez que um baixo percentual não é suficiente para evitar as alterações decorrentes do lançamento, já que parte dos esgotos ainda é lançado *in natura*.

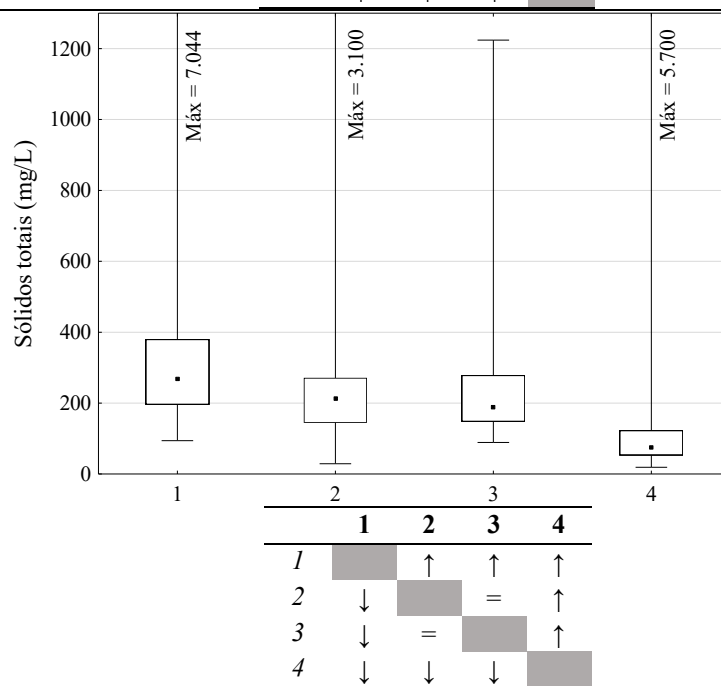
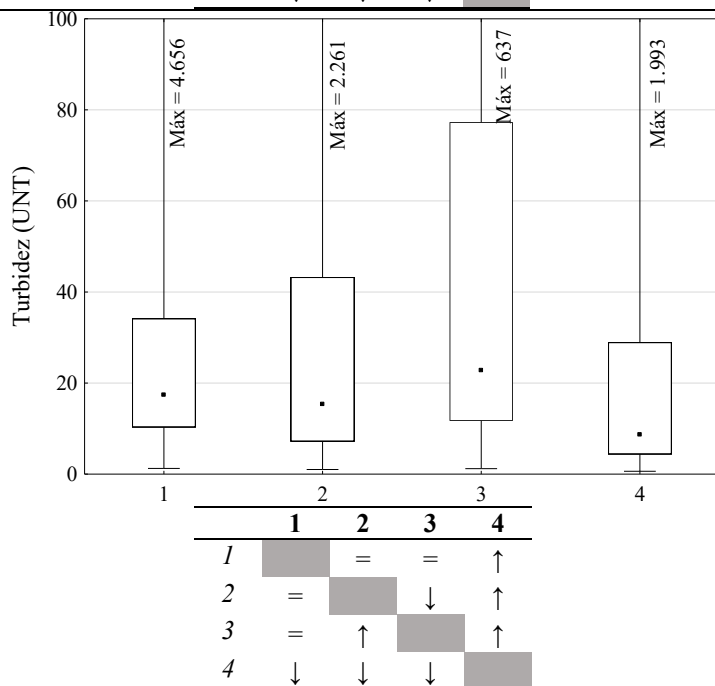
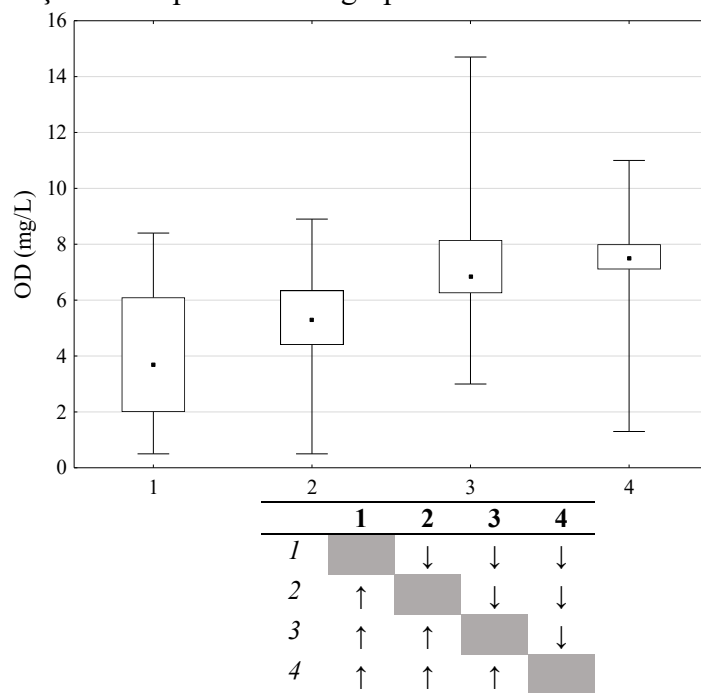
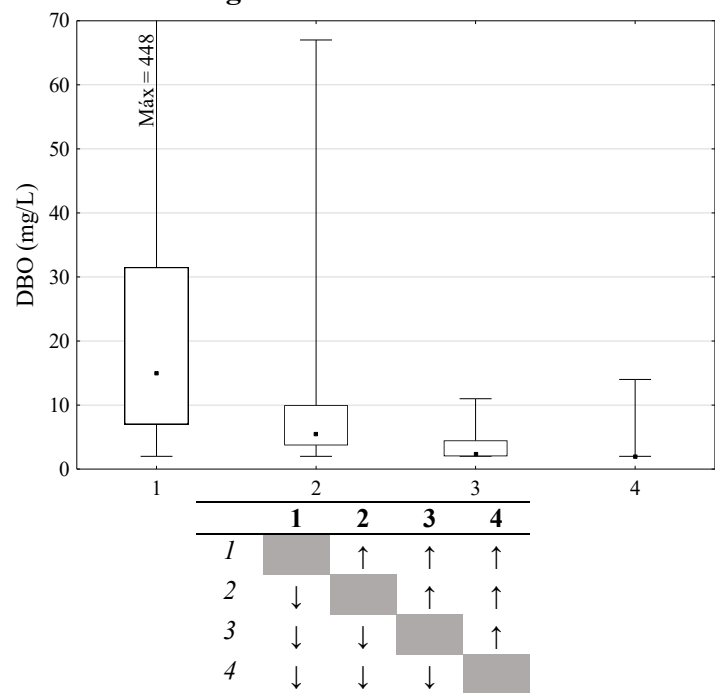
**Figura 5.23** - Dendograma da Análise de Cluster para o banco de dados da bacia do rio das Velhas, referente ao período de 2011 a 2016 para 9 parâmetros e 64 estações de monitoramento



**Figura 5.24** - Localização das estações de monitoramento na bacia do rio das Velhas conforme grupos formados na AC

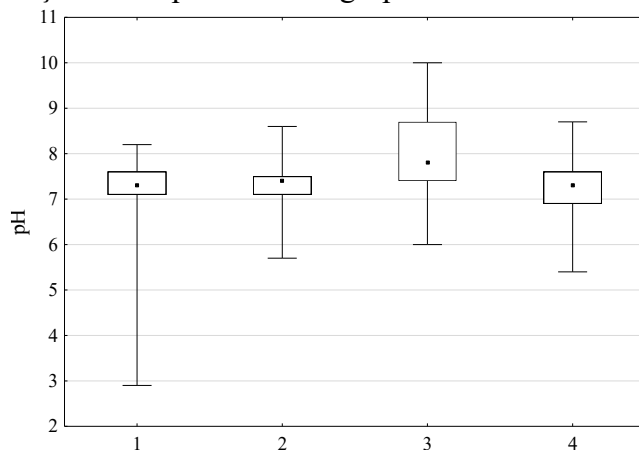
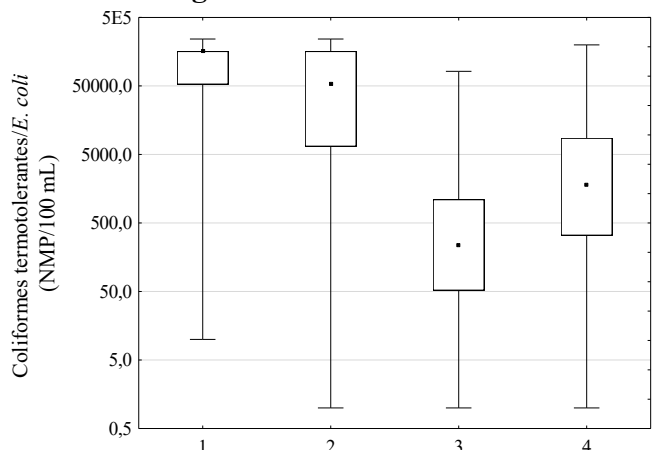


**Figura 5.25 - Resultados do teste de comparações múltiplas entre os grupos formados na AC**



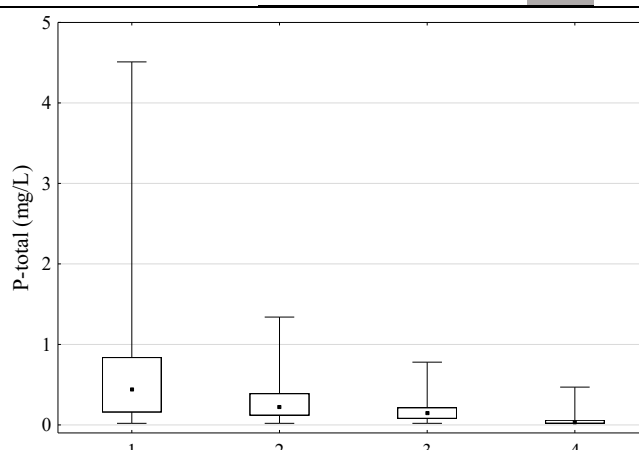
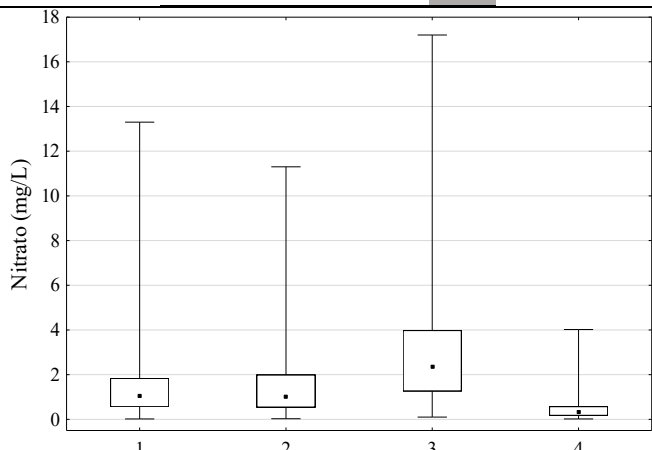
= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);    ■ Mediana  
 ↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);    □ 25%-75%  
 ↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).    | Mín-Máx

**Figura 5.26 - Resultados do teste de comparações múltiplas entre os grupos formados na AC**



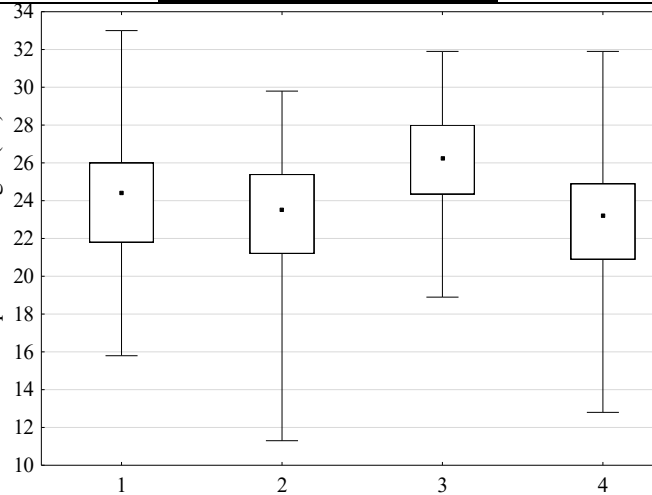
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<i>1</i>		↑	↑	↑
<i>2</i>	↓		↑	↑
<i>3</i>	↓	↓		↓
<i>4</i>	↓	↓	↑	

	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<i>1</i>		=	↓	=
<i>2</i>	=		↓	=
<i>3</i>	↑	↑		↑
<i>4</i>	=	=	↓	



	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<i>1</i>		=	↓	↑
<i>2</i>	=		↓	↑
<i>3</i>	↑	↑		↑
<i>4</i>	↓	↓	↓	

	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<i>1</i>		↑	↑	↑
<i>2</i>	↓		↑	↑
<i>3</i>	↓	↓		↑
<i>4</i>	↓	↓	↓	



	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<i>1</i>		↑	↓	↑
<i>2</i>	↓		↓	=
<i>3</i>	↑	↑		↑
<i>4</i>	↓	=	↓	

■ Mediana  
 □ 25%-75%  
 ┆ Mín-Máx

= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);  
 ↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);  
 ↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

Resultados semelhantes na formação dos agrupamentos das estações de monitoramento foram observados por Pinto, Calazans e Oliveira (2019). As autoras incluíram na AC 16 parâmetros de qualidade, incluindo os 9 do IQA. As estações do grupo 1 também foram identificadas com pior qualidade das águas devido ao alto grau de urbanização da RMBH. As estações dos grupos 3 e 4 do presente estudo têm como fontes de contaminação as poluições difusas da agricultura e da pecuária (PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019). As melhores condições foram também encontradas nas estações do grupo 4, que, segundo as autoras, não são muito afetadas por fontes pontuais ou difusas. No entanto, foi constatado na referida pesquisa que o lançamento de esgotos é um problema em toda a bacia.

Jardim (2011), ao agrupar as estações de monitoramento localizadas na calha do rio das Velhas para parâmetros relacionados à floração de algas, identificou um cluster (agrupamento G3) semelhante ao grupo 3 do presente estudo. Segundo a autora, somente as estações do agrupamento G3 apresentaram florações de cianobactérias durante o período de 1998 a 2010. A localização das respectivas estações, nos trechos Médio e Baixo rio das Velhas sinaliza que o fenômeno da floração se deve principalmente às atividades de agropecuária desenvolvidas nos trechos (JARDIM, 2011).

Pinto, Almeida e Oliveira (2018), também analisando apenas estações na calha do rio das Velhas, encontraram um grupo com as mesmas estações do cluster 3 do presente estudo, mesmo tendo incluído mais parâmetros de qualidade na análise. Segundo as autoras, a qualidade das águas nesses pontos é relacionada à poluição difusa da agricultura e da pecuária.

Similarmente, Calazans *et al.* (2018) realizaram uma AC para as estações localizadas na calha do rio das Velhas para 16 parâmetros de qualidade, incluindo os nove do IQA. Novamente, as estações do grupo 3 da presente pesquisa também se agruparam, e na AF, as autoras encontraram como principais pressões nos cursos d'água onde as estações se encontram a agricultura, o solo exposto por pastagens e a proliferação de algas. No entanto, foi um dos grupos de melhor qualidade de água entre os sete formados no estudo.

Uma boa qualidade das águas das estações do grupo 3 foi também identificada na presente pesquisa. No entanto, cabe ressaltar a importância de um estudo de análise de uso e ocupação do solo para identificar outras fontes de poluição nos corpos d'água da bacia, além das fontes pontuais de lançamento de esgotos sanitários. É oportuno destacar, ainda, que como a maioria

das estações do grupo 3 são no rio principal da bacia, uma possível maior vazão contribui para uma maior diluição de contaminantes, com conseqüente menores concentrações.

Foram calculados os percentuais de violação aos parâmetros com padrão estabelecido na legislação DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (Tabela 4.2) para cada estação de monitoramento, conforme o enquadramento do curso d'água onde a estação se localiza.

Foram identificados os parâmetros que tiveram mais de 50% de violação em pelo menos uma das estações analisadas, como realizado por outras autoras (COSTA *et al.*, 2017; CALAZANS *et al.*, 2018; PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019). Tais parâmetros foram chamados de críticos nos trabalhos de Calazans *et al.* (2018) e Pinto, Calazans e Oliveira (2019). Os parâmetros críticos no presente estudo, foram, portanto, coliformes termotolerantes/*E. coli*, P-total, DBO e OD. O percentual de estações de monitoramento na bacia que violaram em mais de 50% das amostras no período foram de 70% para coliformes termotolerantes/*E. coli*, 50% para P-total, 30% para DBO e 22% para OD, percentuais próximos ao observado por Pinto, Calazans e Oliveira (2019). Em conformidade com os resultados dos corpos receptores da bacia, os parâmetros nitrato, pH e turbidez não foram aqueles de maiores preocupações com relação à qualidade das águas. Ou seja, mesmo tendo sido identificadas diferenças significativas nos testes estatísticos entre os grupos formados na AC para estas variáveis, de maneira geral, os percentuais de violação são baixos em toda a bacia.

A Tabela 5.17 mostra o número de parâmetros críticos em cada estação de monitoramento, destacando-as pelos seus respectivos grupos conforme resultado da Análise de Cluster. Com relação às estações com 3 e 4 parâmetros críticos, todas pertencem aos grupos 1 e 2 da AC, já identificados como os mais preocupantes quanto à qualidade de suas águas. As estações dos grupos 3 e 4 da AC, com melhores condições na qualidade das águas superficiais, apresentaram menor número de parâmetros críticos. Um destaque é dado às estações do grupo 4, que foram a maioria dentre as que não apresentaram nenhum parâmetro crítico. Logo, os resultados de análise de violação foram consistentes com os encontrados na AC, o que também foi observado por Pinto, Calazans e Oliveira (2019).

**Tabela 5.17** - Estações de monitoramento com seus respectivos números de parâmetros críticos, separadas pelos grupos formados na AC

		Número de parâmetros críticos				
		4	3	2	1	0
Estações de monitoramento	BV062	<b><u>BV153</u></b>	AV300	<u>AV007</u>	<u>AV060</u>	
	<b><u>BV105</u></b>	BV160	AV340	<u>AV010</u>	<u>AV070</u>	
	BV130	SC10	BV076	<u>AV020</u>	<u>AV080</u>	
	<b><u>BV154</u></b>	<b><u>SC13</u></b>	BV083	<u>AV210</u>	<u>BV013</u>	
	<b><u>BV155</u></b>	<b><u>SC14</u></b>	BV137	<u>AV250</u>	<u>BV143</u>	
	BV156	<b><u>SC16</u></b>	<u>BV141</u>	<b><u>AV320</u></b>	<u>BV144</u>	
	<b><u>SC03</u></b>	SC21		BV035	<u>BV148</u>	
	SC17	SC23		<u>BV037</u>	<u>BV149</u>	
	SC19	<b><u>SC25</u></b>		<u>BV063</u>	<u>BV151</u>	
	<b><u>SC24</u></b>			<u>BV067</u>	<u>BV162</u>	
	<b><u>SC26</u></b>			<u>BV133</u>	<u>SC33</u>	
				<u>BV135</u>		
				<u>BV136</u>		
				BV138		
				<u>BV139</u>		
				<u>BV140</u>		
			<u>BV142</u>			
			<u>BV146</u>			
			<u>BV150</u>			
			<u>BV152</u>			
			BV161			
			<u>SC12</u>			
			<u>SC22</u>			
			<u>SC27</u>			
			<u>SC28</u>			
			<u>SC30</u>			
			SC39			

Estações do **Grupo 1**; Grupo 2; Grupo 3; Grupo 4

### **5.3 Bacia Hidrográfica dos rios Jequitáí e Pacuí**

A Figura 5.27 ilustra a localização das ETEs da UPGRH SF6 analisadas na pesquisa. A Tabela 5.18 apresenta o número de estações incluídas na análise por cada modalidade de tratamento, bem como as siglas adotadas para as modalidades, enquanto a Tabela 5.19 mostra a caracterização de cada uma das ETEs.

Foram incluídas na pesquisa 8 ETEs da UPGRH SF6. Uma sede municipal e sua ETE (município 63, ETE-63-P-UASB+FBP) não se localizam nos limites da UPGRH SF6 (Figura 5.27). No entanto, como o lançamento do efluente tratado contribui na bacia hidrográfica em estudo, a ETE foi incluída para análise.

Assim como constatado na bacia do rio das Velhas, na bacia dos rios Jequitáí e Pacuí, metade das estações estudadas incluem reatores UASB (Tabela 5.18), indo ao encontro do panorama nacional e estadual, e dos resultados obtidos por Silva (2018) para as ETEs em operação nos municípios da bacia. A definição dos portes das ETEs, a partir do percentil 95% das vazões afluentes, demonstrou que todas as ETEs do estudo localizadas na UPGRH SF6 são de pequeno porte. Os baixos valores de índice de sobrecarga encontrados na maioria dos sistemas da bacia (Tabela 5.19) podem sugerir um baixo índice de adesão, ou seja, de ligações das residências aos sistemas de coleta dos municípios em estudo, principalmente para aquelas unidades implantadas há mais tempo, fazendo com que os efluentes gerados não alcancem as estações de tratamento.

Condições de subcarga hidráulica, além de indicarem o baixo índice de adesão, podem, ainda, afetar o desempenho das unidades (CHMIELOWSKI; BUGAJSKI; KACZOR, 2017). Vazões afluentes abaixo do projetado afeta vários processos do tratamento, como separação e sedimentação (NEGWAMBA; DINKA, 2019). Em filtros biológicos percoladores, as baixas vazões podem levar a uma má distribuição do efluente nos braços do equipamento (MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY, 1997). Em decantadores, elevados tempos de detenção hidráulica podem comprometer a sedimentação dos sólidos (NANDY; KAUL; SHASTRY, 2002). Em UASB, a subcarga hidráulica pode levar a zonas mortas e curtos-circuitos hidráulicos no reator (PEÑA; MARA; AVELLA, 2006).

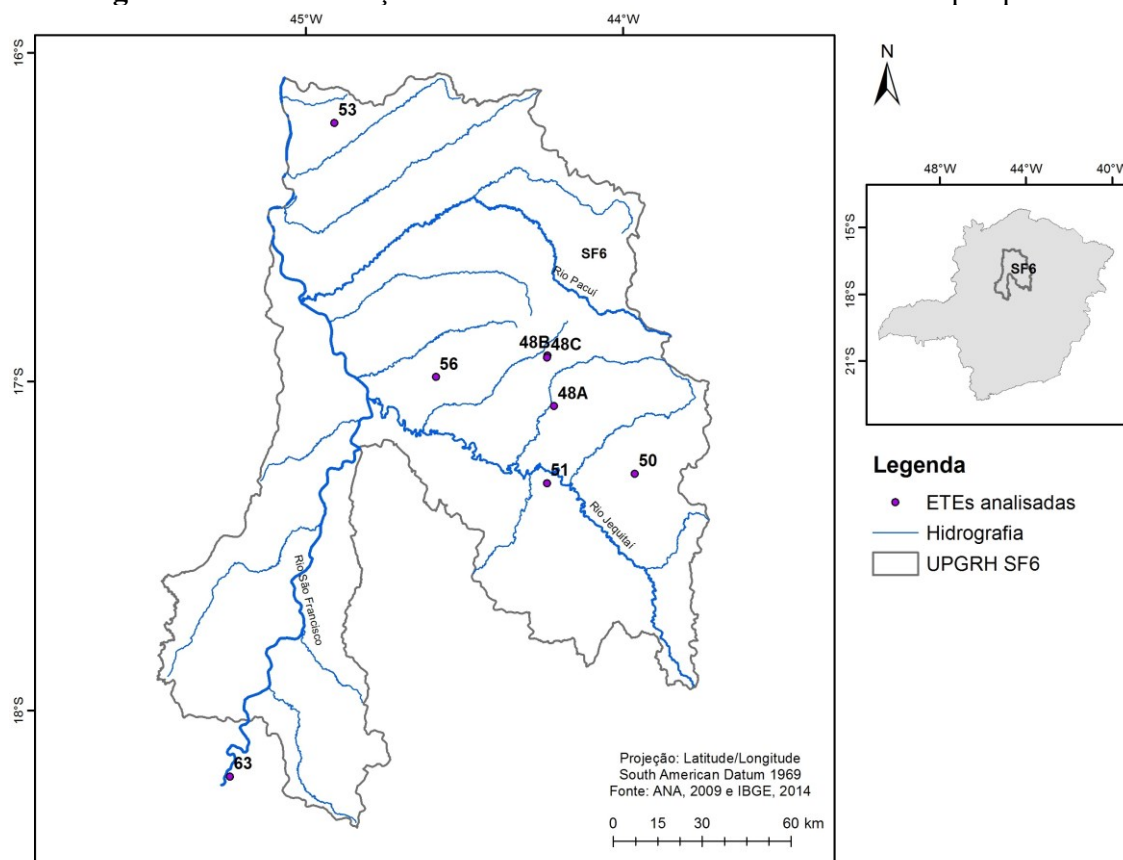
**Tabela 5.18** - Número e percentual das ETEs estudadas na UPGRH SF6 por cada modalidade

Modalidade de tratamento	Sigla	Número de ETEs	% de ETEs
Tanque séptico + Filtro anaeróbio	TS + FAN	2	25,0%
Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa + Lagoa de maturação	LAN + LF + LM	2	25,0%
Reator UASB + Filtro anaeróbio	UASB + FAN	1	12,5%
Reator UASB + Lagoa facultativa	UASB + LF	1	12,5%
Reator UASB + Filtro biológico percolador	UASB + FBP	2	25,0%
<b>Total</b>	5	8	100%

**Tabela 5.19** - Caracterização das ETEs analisadas da UPGRH SF6

Município	ETE	Ano de início da operação	Vazão de projeto (L/s)	P5% das vazões afluentes (L/s)	P50% das vazões afluentes (L/s)	P95% das vazões afluentes (L/s)	IS (%)
	ETE-48A-P-UASB+FAN	2008	15,8	0,7	0,9	1,1	6
48	ETE-48B-P-TS+FAN	1999	0,8	0,4	0,5	0,6	61
	ETE-48C-P-TS+FAN	1999	2,8	0,4	0,5	0,6	18
50	ETE-50-P-UASB+LF	2010	5,0	1,5	2,5	3,0	50
51	ETE-51-P-UASB+FBP	2014	10,0	0,5	0,7	0,9	7
53	ETE-53-P-LAN+LF+LM	2013	6,0	0,8	1,2	1,3	19
56	ETE-56-P-LAN+LF+LM	2012	7,6	0,6	1,6	2,0	21
63	ETE-63-P-UASB+FBP	2010	27,5	21,4	25,3	28,1	92

Obs.: P5% = Percentil 5%; P50% = Percentil 50%; P95% = Percentil 95%; IS = Índice de sobrecarga = (Perc. 50% Q<sub>afl.</sub>)/Q<sub>projeto</sub>.

**Figura 5.27** - Localização das ETEs da UPGRH SF6 analisadas na pesquisa

### 5.3.1 Esgotos brutos e tratados e eficiências de remoção

#### 5.3.1.1 Dificuldades encontradas

Na organização e sistematização do banco de dados, foram encontradas dificuldades semelhantes às já relatadas na bacia do rio das Velhas (período de monitoramento distinto entre as estações de tratamento, frequência variável entre diferentes parâmetros de uma mesma ETE, identificação de valores discrepantes, indefinição do tipo de amostragem praticado e do horário e data das coletas). No entanto, na bacia dos rios Jequitaiá e Pacuí, todas as ETEs apresentaram dados para os mesmos parâmetros, se tratando de um monitoramento mais simplificado.

Em relação às duas bacias hidrográficas em estudo, verificou-se grande discrepância entre o monitoramento das ETEs localizadas em seus limites. Na UPGRH SF5, boa parte das estações apresentou monitoramento mensal para alguns parâmetros, bem como um número maior de parâmetros analisados dos esgotos (brutos e tratados), e um período de análise mais abrangente, iniciando no ano de 2011. Já na UPGRH SF6, todas as ETEs apresentaram monitoramento bimestral e um número menor de parâmetros analisados. Além disso, o período de análise foi mais restrito, iniciando no ano de 2013 na UPGRH SF6. Tal constatação indica que as dificuldades em se trabalhar com dados secundários de estações de tratamento de esgotos podem ser ainda mais evidentes em regiões menos desenvolvidas do país e do estado de Minas Gerais.

Para permitir análises comparativas entre as ETEs, foi selecionado o período comum de análise entre maio/junho (3º bimestre) de 2013 a maio/junho (3º bimestre) de 2016. Os parâmetros selecionados para os esgotos (brutos e tratados) são mostrados na Tabela 5.20. Não foram disponibilizadas as concentrações afluentes de *E. coli* e de pH nas ETEs da UPGRH SF6. Sendo assim, não foi possível calcular a eficiência de remoção do parâmetro microbiológico.

**Tabela 5.20** - Parâmetros selecionados para análise dos esgotos brutos e tratados da UPGRH SF6

Parâmetros dos esgotos brutos	Parâmetros dos esgotos tratados
DBO, DQO, S-Sedim	DBO, DQO, S-Sedim, <i>E. coli</i> , pH

Obs.: DBO = Demanda bioquímica de oxigênio; DQO = Demanda química de oxigênio; S-Sedim = Sólidos sedimentáveis; *E. coli* = *Escherichia coli*; pH = Potencial hidrogeniônico.

### 5.3.1.2 Análises estatísticas preliminares dos esgotos brutos e tratados

Após análise de consistência dos dados, poucos valores foram excluídos do banco de dados de algumas ETEs e de alguns parâmetros. No total, foram excluídos 6 dados das ETEs da UPGRH SF6 (Tabela 5.21). Alguns exemplos de valores não considerados passíveis de ocorrência foram valores de pH de 1.825,2, e concentrações de DQO como *outliers* inferiores, com valores inferiores às concentrações de DBO na mesma amostragem.

**Tabela 5.21** - Número de dados excluídos após análise de consistência, considerando apenas ETEs e parâmetros que houve exclusão, na UPGRH SF6

ETE	DBO		DQO		pH	Total
	B	T	B	T	T	
ETE-48B-P-TS+FAN	-	-	-	-	1	1
ETE-48C-P-TS+FAN	1	-	-	1	-	2
ETE-51-P-UASB+FBP	-	1	1	1	-	3
<b>Total</b>	1	1	1	2	1	6

Obs: B = Bruto; T = Tratado.

A Tabela 5.22 apresenta o número de dados analisados por ETE e parâmetro, nos esgotos brutos e tratados da bacia hidrográfica dos rios Jequitaiá, Pacuí e trechos do São Francisco.

**Tabela 5.22** - Número de dados analisados por ETE e por variável, para os esgotos brutos (B) e tratados (T) na UPGRH SF6

ETE	DBO		DQO		S-Sedim		<i>E. coli</i>	pH	Total
	B	T	B	T	B	T	T	T	
ETE-48A-P-UASB+FAN	19	19	18	18	19	19	19	19	150
ETE-48B-P-TS+FAN	19	19	19	19	19	19	19	18	151
ETE-48C-P-TS+FAN	18	19	19	18	19	19	19	19	150
ETE-50-P-UASB+LF	19	19	18	18	19	19	18	19	149
ETE-51-P-UASB+FBP	19	18	17	17	19	19	19	19	147
ETE-53-P-LAN+LF+LM	16	16	15	15	16	16	16	16	126
ETE-56-P-LAN+LF+LM	19	19	18	18	19	19	18	19	149
ETE-63-P-UASB+FBP	18	18	18	18	18	18	18	18	144
<b>Total</b>	147	147	142	141	148	148	146	147	1.166

O menor número de dados das ETEs na UPGRH SF6 em relação à UPGRH SF5 é consequência do período de estudo menos extenso, monitoramentos menos frequentes, bem como do menor número de variáveis analisadas. No entanto, ao contrário da UPGRH SF5, na bacia SF6 não houve muita variação entre o número de dados em função do parâmetro, nem em função das ETEs analisadas.

No Apêndice IV (Tabelas IV.1 a IV.8) são mostrados os resultados das estatísticas descritivas das concentrações afluentes e efluentes e das eficiências de remoção de cada ETE da bacia dos rios Jequitai e Pacuí.

#### 5.3.1.3 Esgotos brutos

A Figura 5.28 mostra as concentrações afluentes de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da bacia dos rios Jequitai e Pacuí durante o período de estudo e os limites da faixa típica de esgotos brutos reportadas em von Sperling (2014a). Verifica-se que, com exceção da ETE-63-P-UASB+FBP, todas as ETEs apresentaram concentrações medianas maiores que o limite superior para DBO e DQO, por vezes apresentando concentrações mínimas também superiores.

Conforme apresentado no item 5.2.1.3, diversos autores observaram esgotos mais concentrados (em termos de matéria orgânica) em relação ao usualmente expresso na literatura. Espinosa (2016) encontrou valores mais elevados para DBO, Monteiro (2009) para DQO e Silva Filho (2007) para ambos os parâmetros. Apesar das elevadas concentrações em tais estudos, os resultados observados nas ETEs da UPGRH SF6 mostram esgotos ainda mais concentrados.

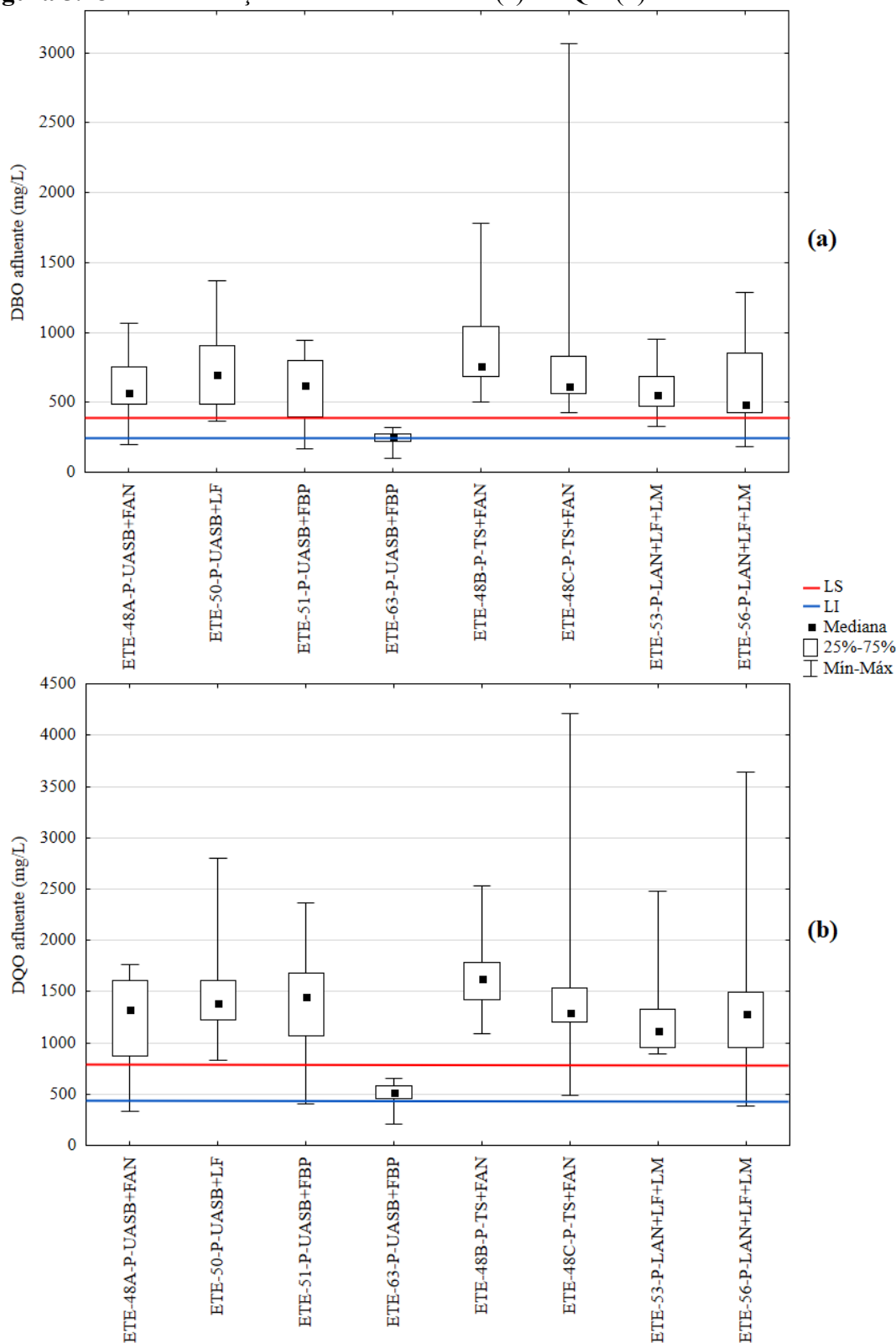
Oliveira (2006) verificou diferenças nas concentrações afluentes de DBO e DQO entre os processos de tratamento analisados, sendo que a modalidade de fossa séptica seguida de filtro anaeróbio apresentou concentrações significativamente superiores a dos demais processos analisados pela autora. Tais concentrações foram em ordem de grandeza similar ao encontrado nas ETEs da UPGRH SF6, considerando diferentes tecnologias de tratamento.

Leonel (2016) também encontrou concentrações de DBO e DQO superiores às faixas típicas da literatura, em ordens de grandeza mais próximas ao verificado nas ETEs da UPGRH SF6, sobretudo para DBO. A autora levantou como um dos fatores responsáveis pelos resultados a amostragem do tipo simples praticada nas estações. O tipo de amostragem não foi informado nas ETEs da bacia dos rios Jequitai e Pacuí.

Outro fator levantado por Leonel (2016) foi o baixo consumo per capita de água nos municípios de seu estudo. Sendo assim, foram consultados no SNIS (ano base 2016) os consumos médios per capita de água nos municípios da UPGRH SF6. Os consumos variaram

de 109 a 134 L/hab·dia, abaixo da média do estado (de 155 L/hab·dia no mesmo ano), o que indica uma das possíveis explicações para as concentrações elevadas na UPGRH SF6.

**Figura 5.28** - Concentrações afluentes de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF6

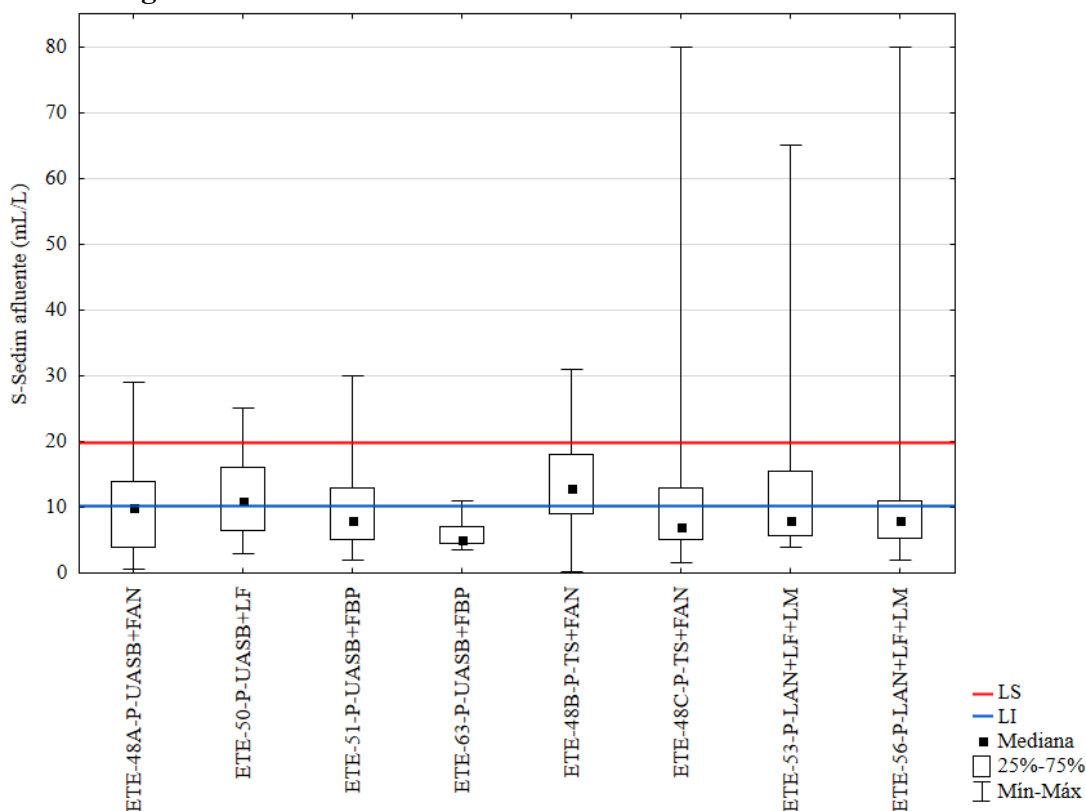


Obs.: LS e LI são os limites superior e inferior, respectivamente, das faixas obtidas em von Sperling (2014a).

A ETE-63-P-UASB+FBP, apesar de também ser de pequeno porte (como todas as ETEs da UPGRH SF6), é a maior das ETEs em estudo da bacia, tanto em termos de vazão de projeto como de vazões efetivamente afluentes (Tabela 5.19). Conforme Oliveira (2006), sistemas de menor porte, que atendem menores comunidades, usualmente apresentam maiores concentrações afluentes devido ao menor consumo per capita de água e menores coeficientes de retorno. O município 63 possui a maior população (Tabela 5.1) e apresentou o maior consumo per capita de água dentre as localidades em estudo da UPGRH SF6 no ano de 2016, podendo, portanto, ser um dos fatores responsáveis pelas menores concentrações afluentes, que são mais próximas da faixa típica encontrada em von Sperling (2014a).

A Figura 5.29 mostra os teores de S-Sedim afluentes às ETEs da UPGRH SF6 durante o período analisado, novamente com o limite superior e o limite inferior da faixa típica de esgotos domésticos brutos reportada em von Sperling (2014a). Assim como observado na UPGRH SF5, as concentrações afluentes aos sistemas da bacia dos rios Jequitáí e Pacuí foram inferiores ao usualmente expresso na literatura, no entanto, com uma maior proximidade aos valores típicos. Da mesma forma como para DBO e DQO, os menores valores de S-Sedim afluentes foram encontrados na ETE-63-P-UASB+FBP.

**Figura 5.29** - Teores de S-Sedim afluentes às ETEs da UPGRH SF6



Obs.: LS e LI são os limites superior e inferior, respectivamente, das faixas obtidas em von Sperling (2014a).

Devido ao reduzido número de dados das ETEs da UPGRH SF6 (Tabela 5.22), não foi possível realizar a comparação das concentrações dos esgotos brutos das ETEs entre os períodos seco e chuvoso.

#### 5.3.1.4 Esgotos tratados

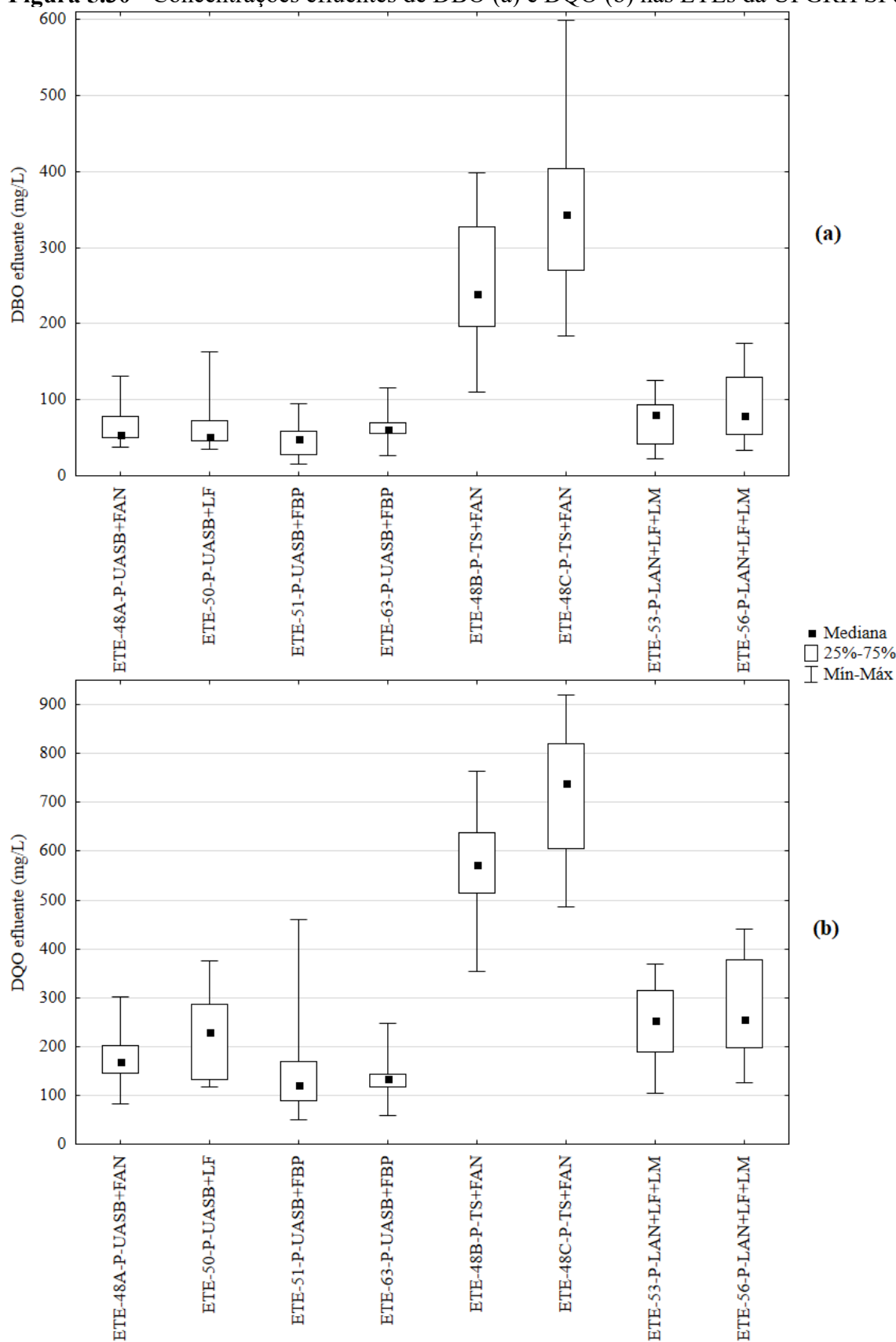
Foram identificadas diferenças significativas das concentrações efluentes entre as ETEs, para todos os parâmetros, no teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Os resultados dos testes de comparações múltiplas para todos os parâmetros em análise são mostrados no Apêndice V (Tabelas V.1 a V.5).

A Figura 5.30 ilustra as concentrações de DBO (a) e DQO (b) dos esgotos tratados das ETEs localizadas na bacia dos rios Jequitáí e Pacuí.

As maiores concentrações efluentes de DBO e DQO foram verificadas na ETE-48B-P-TS+FAN e na ETE-48C-P-TS+FAN. Nos testes de comparações múltiplas as duas estações não se diferenciaram, e foram significativamente superiores às demais (com a única exceção da ETE-56-P-LAN+LF+LM, que não apresentou diferença significativa de suas concentrações efluentes de DQO em relação à ETE-48B-P-TS+FAN).

A ETE-48B-P-TS+FAN e a ETE-48C-P-TS+FAN apresentaram concentrações efluentes de DBO e DQO próximas ao usual para esgotos brutos, de 250 a 400 mg/L e 450 a 800 mg/L, respectivamente, conforme von Sperling (2014a). Situação similar foi observada por Bateganya *et al.* (2015) em uma ETE em operação na Uganda. Dentre as diversas tecnologias estudadas por Oliveira (2006), o TS+FAN apresentou as maiores concentrações efluentes para diversos parâmetros estudados. Alderson, Santos e Mota Filho (2015) também observaram o pior desempenho para os tanques sépticos. Conforme Chernicharo (2016), a operação dos TS tem sido muito negligenciada no Brasil, mesmo sendo bastante simplificada. Os intervalos de limpeza não são observados e a remoção do lodo usualmente é feita apenas quando já existe problemas de funcionamento. Sendo assim, é importante investigar a manutenção dos sistemas localizados na UPGRH SF6.

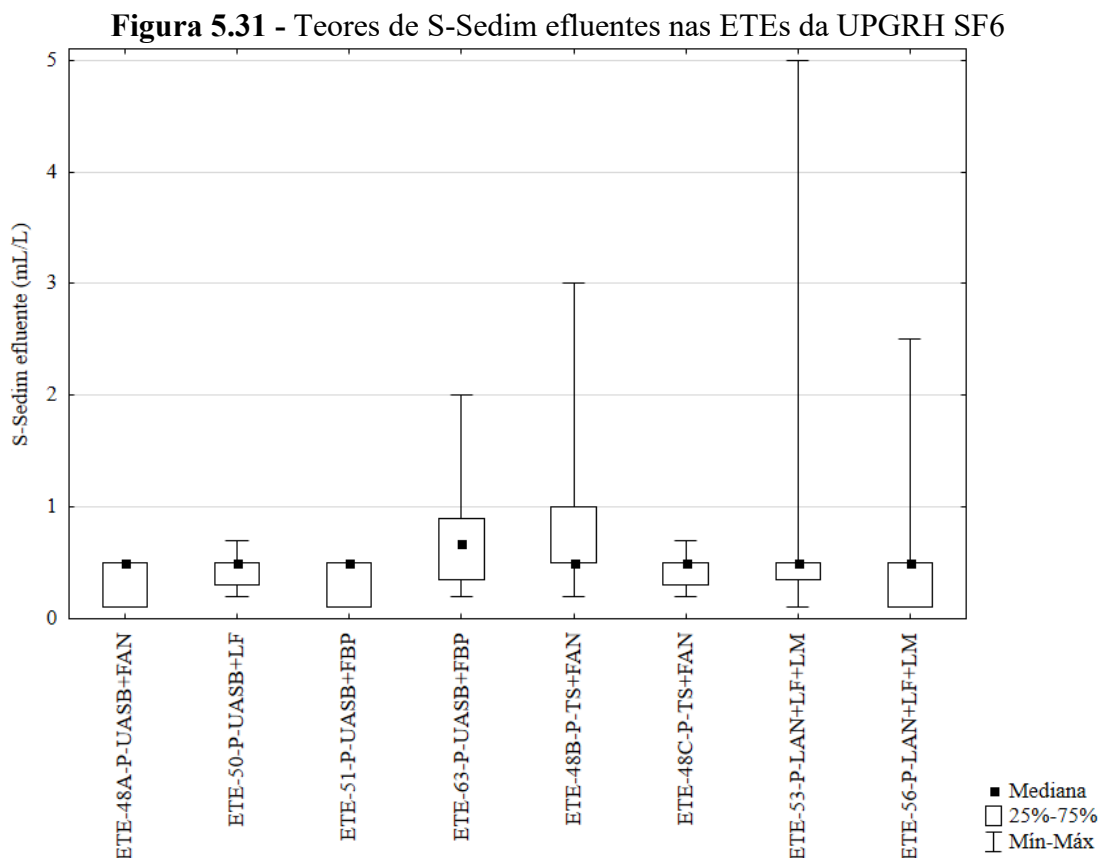
Com relação às demais ETEs (ETE-48A-P-UASB+FAN, ETE-50-P-UASB+LF, ETE-51-P-UASB+FBP, ETE-63-P-UASB+FBP, ETE-53-P-LAN+LF+LM e ETE-56-P-LAN+LF+LM), as concentrações efluentes de DBO e de DQO observadas foram próximas aos valores verificados nas ETEs da bacia do rio das Velhas para os mesmos sistemas de tratamento.

**Figura 5.30** - Concentrações efluentes de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF6

Oliveira (2006) identificou concentrações efluentes de DBO e DQO nas ETEs de UASB com pós-tratamento analisadas, similares às das estações ETE-48A-P-UASB+FAN, ETE-50-P-

UASB+LF, ETE-51-P-UASB+FBP e ETE-63-P-UASB+FBP. Com relação às ETE-53-P-LAN+LF+LM e ETE-56-P-LAN+LF+LM, Silveira (2011) e Leonel (2016) observaram concentrações de matéria orgânica semelhantes para as estações dos estudos de mesmas tecnologias de tratamento.

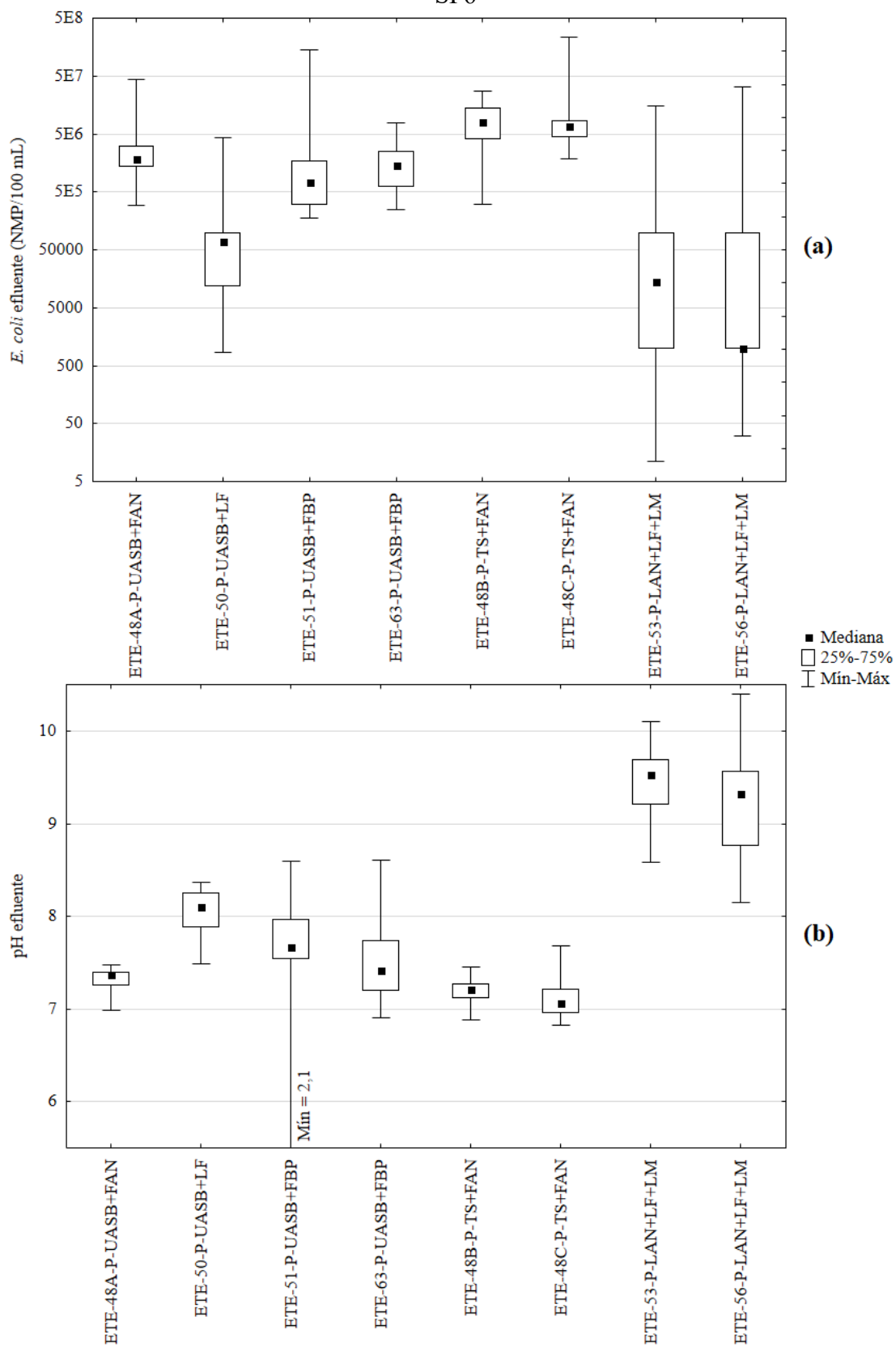
A Figura 5.31 apresenta os teores de S-Sedim efluentes das ETEs da bacia dos rios Jequitaí e Pacuí durante o período em análise.



De maneira geral, baixos valores de S-Sedim efluentes foram encontrados nas ETEs em estudo, independente da tecnologia de tratamento empregada. No resultado dos testes de comparações múltiplas, apenas a ETE-63-P-UASB+FBP e a ETE-48B-P-TS+FAN foram significativamente superiores às ETE-48A-P-UASB+FAN e ETE-51-P-UASB+FBP. Nas demais comparações não foram identificadas diferenças significativas.

A Figura 5.32 apresenta as concentrações de *E. coli* (a) e os valores de pH (b) efluentes das ETEs da bacia dos rios Jequitaí e Pacuí.

**Figura 5.32** - Concentrações de *E. coli* (a) e valores de pH (b) efluentes nas ETEs da UPGRH SF6



Com relação ao parâmetro *E. coli*, a ETE-50-P-UASB+LF, a ETE-53-P-LAN+LF+LM e a ETE-56-P-LAN+LF+LM não apresentaram diferença significativa entre si no teste de comparações múltiplas, sendo significativamente inferiores a boa parte das demais. Os três sistemas são aqueles que incluem lagoas de estabilização em seus processos, e conforme já mencionado, apresentam mecanismos potenciais para a remoção de organismos patogênicos. Assim como na bacia do rio das Velhas, apesar de não haver diferença significativa entre as três ETEs, as menores medianas foram nas duas com lagoas de maturação, onde os mecanismos para a remoção são ainda mais substanciais. No entanto, Silveira (2011) encontrou menores concentrações para ETEs de LAN+LF+LM em operação na Região Metropolitana de Fortaleza em relação às duas ETEs de mesma tecnologia da UPGRH SF6.

Os maiores valores efluentes de pH foram identificados nas ETEs com lagoas de estabilização (ETE-50-P-UASB+LF, ETE-53-P-LAN+LF+LM e ETE-56-P-LAN+LF+LM), com medianas acima de 8,0 (Figura 5.32 (b)). No teste de comparações múltiplas, os três sistemas não apresentaram diferença significativa entre si, sendo significativamente superiores a boa parte das demais ETEs. Os resultados foram semelhantes à bacia do rio das Velhas, em que os efluentes das ETEs com lagoas de estabilização, devido à fotossíntese realizada pelas algas, apresentaram pH mais elevado. Além disso, na UPGRH SF6, os maiores valores foram nas ETEs com lagoas de maturação (apesar de não significativamente maiores em relação à ETE-50-P-UASB+LF), com medianas acima de 9,0 e atingindo valores máximos acima de 10,0. Nesses sistemas, a atividade fotossintética pode ser ainda mais evidenciada. Com relação às demais ETEs, os dados de pH se mostraram próximos da neutralidade, indo de encontro ao observado por Monteiro (2009), Silveira (2011), Ismail (2013) e Chaves *et al.* (2018).

Foram comparadas as faixas das concentrações efluentes observadas nas ETEs (percentil 10% - percentil 90%) com as faixas de valores típicos alcançadas por cada sistema, obtidas em von Sperling (2014a). Os resultados são mostrados na Tabela 5.23.

Para DBO, as estações ETE-50-P-UASB+LF, ETE-63-P-UASB+FBP, ETE-48B-P-TS+FAN e ETE-48C-P-TS+FAN se destacaram com concentrações efluentes superiores ao usual de suas tecnologias. Para DQO, além das mencionadas instalações, destacaram-se os sistemas ETE-51-P-UASB+FBP, ETE-53-P-LAN+LF+LM e ETE-56-P-LAN+LF+LM, ou seja, sete dos oito sistemas analisados na bacia dos rios Jequitai e Pacuí. Assim como mencionado para a bacia do rio das Velhas, o resultado é alarmante, uma vez que as estações brasileiras são

projetadas para a remoção de matéria orgânica, o que não foi alcançado na maior parte dos sistemas em estudo.

**Tabela 5.23** - Comparação entre as concentrações efluentes típicas reportadas na literatura e as observadas nas ETEs da UPGRH SF6

ETEs	Faixa concentração DBO efluente (mg/L)		Faixa concentração DQO efluente (mg/L)		Faixa concentração <i>E. coli</i> efluente (NMP/100 mL)	
	Usual	Observada	Usual	Observada	Usual	Observada
48A-P-UASB+FAN	40 - 80	41 - 97	100 - 200	84 - 221	$10^6 - 10^7$	$5,20 \cdot 10^5 - 2,90 \cdot 10^7$
50-P-UASB+LF	40 - 70	37 - 140	100 - 180	129 - 313	$10^2 - 10^4$	$1,00 \cdot 10^3 - 3,10 \cdot 10^5$
51-P-UASB+FBP	20 - 60	19 - 79	70 - 180	67 - 253	$10^6 - 10^7$	$2,40 \cdot 10^5 - 2,60 \cdot 10^6$
63-P-UASB+FBP	20 - 60	37 - 113	70 - 180	85 - 202	$10^6 - 10^7$	$2,90 \cdot 10^5 - 6,40 \cdot 10^6$
48B-P-TS+FAN	40 - 80	169 - 352	100 - 200	444 - 675	$10^6 - 10^7$	$9,60 \cdot 10^5 - 2,50 \cdot 10^7$
48C-P-TS+FAN	40 - 80	240 - 502	100 - 200	511 - 901	$10^6 - 10^7$	$2,00 \cdot 10^6 - 5,20 \cdot 10^7$
53-P-LAN+LF+LM	40 - 70	31 - 105	100 - 180	171 - 342	$10^2 - 10^4$	$1,00 \cdot 10^3 - 6,20 \cdot 10^6$
56-P-LAN+LF+LM	40 - 70	35 - 135	100 - 180	167 - 421	$10^2 - 10^4$	$3,60 \cdot 10^2 - 3,20 \cdot 10^7$

Obs.: Usual é a faixa típica obtida em von Sperling (2014a) para cada parâmetro; Observada é a faixa entre o percentil 10% e o percentil 90% das concentrações efluentes das ETEs.

Percebe-se, pela Tabela 5.23, que os valores mínimos observados de DBO e DQO são mais de duas vezes superiores aos valores máximos da faixa reportada em von Sperling (2014a) na ETE-48B-P-TS+FAN e na ETE-48C-P-TS+FAN. As duas ETEs apresentaram concentrações efluentes de matéria orgânica significativamente superiores às demais nos testes de comparações múltiplas.

Tendo em consideração os resultados de *E. coli*, as ETEs que apresentaram maiores desvios em relação às faixas da literatura foram a ETE-50-P-UASB+LF, a ETE-53-P-LAN+LF+LM e a ETE-56-P-LAN+LF+LM, sistemas com lagoas de estabilização, em que alguma remoção de organismos patogênicos é esperada, justificando os menores valores da faixa usual de concentração efluente (de  $10^2$  a  $10^4$  NMP/100 mL reportada em von Sperling (2014)).

#### 5.3.1.5 Eficiências de remoção dos constituintes

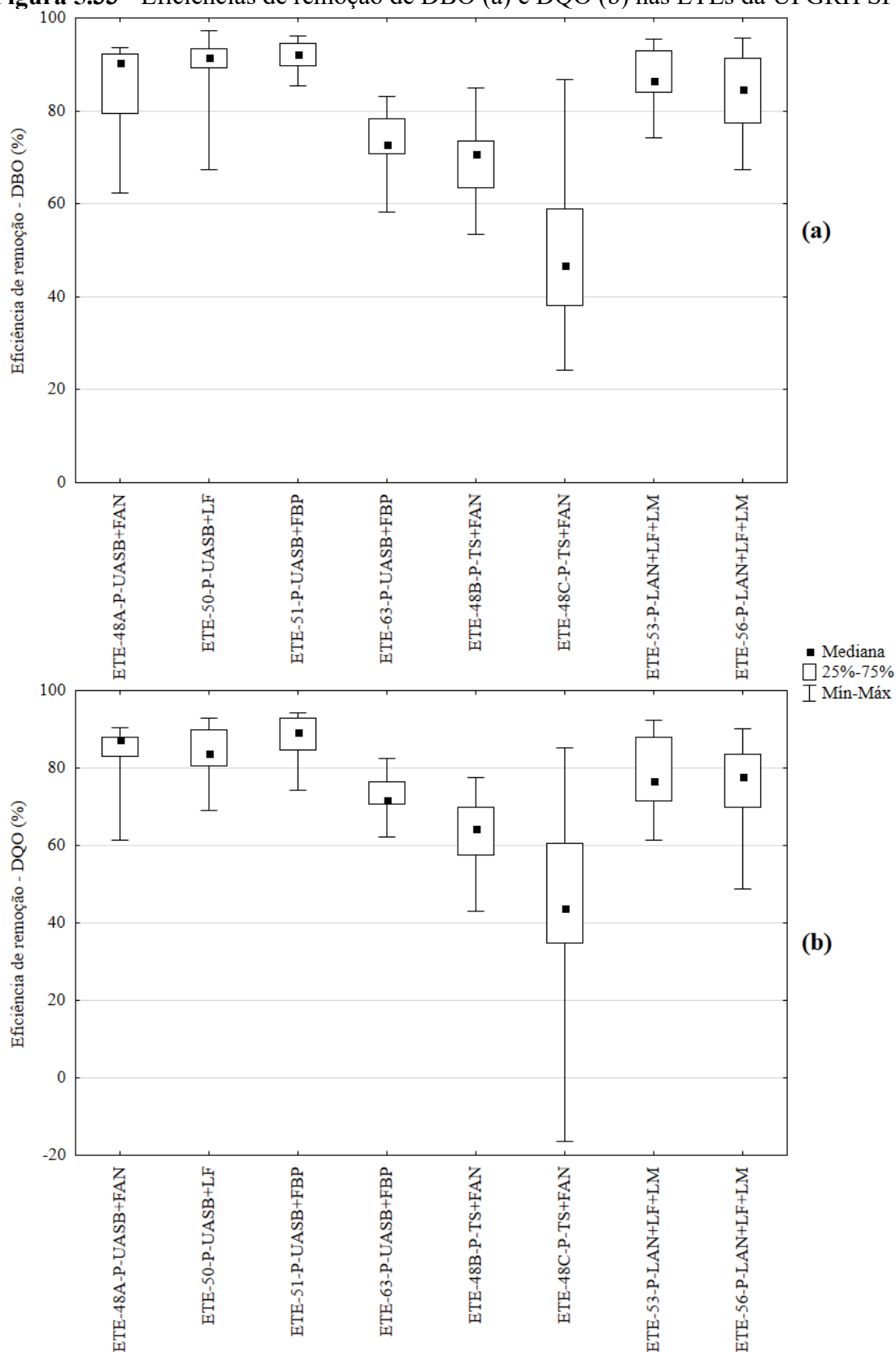
Foram identificadas diferenças significativas das eficiências de remoção entre as ETEs (para todos os parâmetros em que foi possível calcular as eficiências) no teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Os resultados dos testes de comparações múltiplas são mostrados no Apêndice V (Tabelas V.6 a V.8).

A Figura 5.33 mostra as eficiências de remoção de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da bacia dos rios Jequitai e Pacuí. As menores eficiências, para ambos os parâmetros, foram encontradas na ETE-63-P-UASB+FBP, na ETE-48B-P-TS+FAN e na ETE-48C-P-TS+FAN. Nos testes de comparações múltiplas, não foram identificadas diferenças significativas entre as três.

Os resultados foram consistentes com aqueles apresentados para as concentrações efluentes observadas nas ETEs, em que as plantas de tratamento de tecnologia TS+FAN se destacaram, apresentando esgotos tratados com concentrações equivalentes às de esgotos brutos. Conforme von Sperling (2014a), a eficiência do sistema TS+FAN é usualmente inferior à dos processos aeróbios, embora na maior parte das situações seja suficiente. Nas duas ETEs da UPGRH SF6, não foram suficientes no período analisado, o que pode estar relacionado à manutenção inadequada dos sistemas.

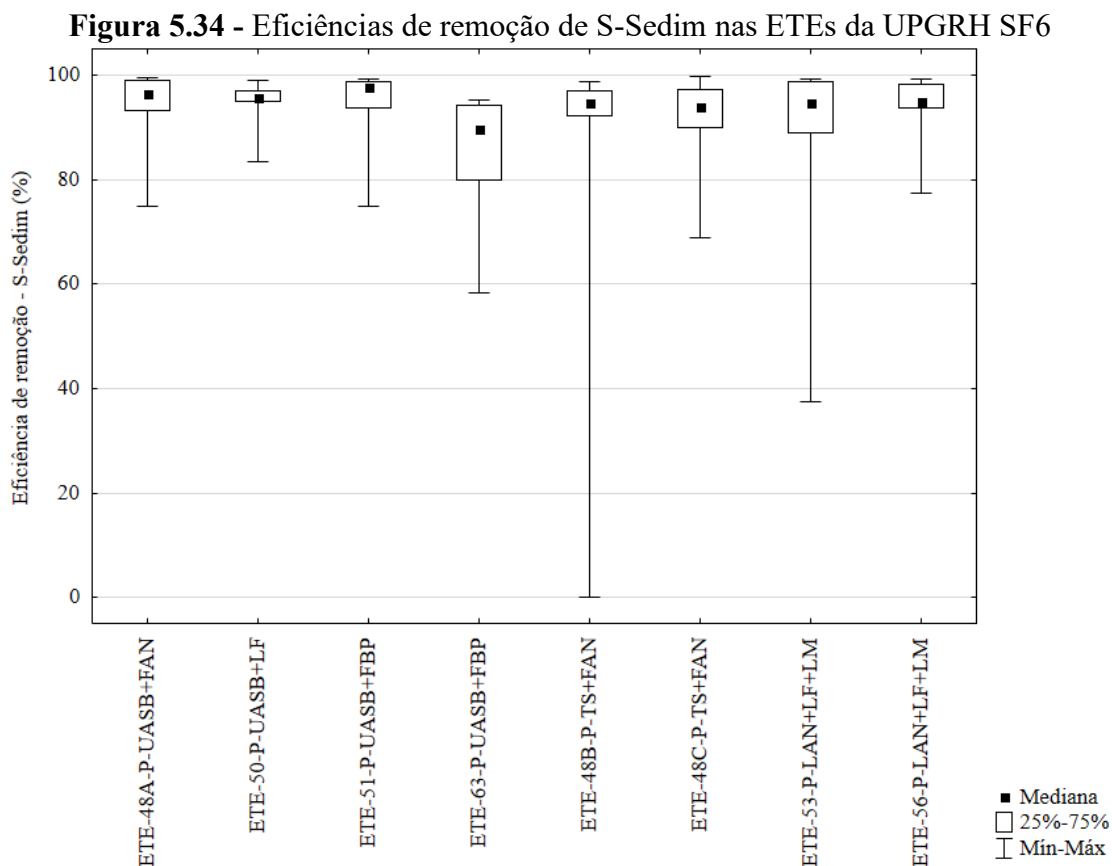
Monteiro (2009) encontrou baixas eficiências de remoção de matéria orgânica para a tecnologia TS+FAN, com eficiências médias de DQO de 47,3%, sendo a tecnologia com os menores valores dentre as analisadas pelo autor. Oliveira (2006) observou baixas eficiências para a tecnologia, sendo as medianas de remoção de DBO de 59% e de DQO de 57% nos sistemas estudados.

Com relação às demais ETEs da UPGRH SF6, foram encontradas elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica, com medianas acima de 85% para DBO e de 75% para DQO (Figura 5.33). No entanto, é importante ressaltar que os sistemas apresentaram concentrações afluentes muito elevadas, sendo substancialmente superiores ao típico de esgotos domésticos brutos. Sendo assim, maiores eficiências são alcançadas.

**Figura 5.33** - Eficiências de remoção de DBO (a) e DQO (b) nas ETEs da UPGRH SF6

A Figura 5.34 apresenta as eficiências de remoção de S-Sedim nas ETEs da UPGRH SF6. Assim como constatado nas concentrações efluentes, foram observados bons desempenhos

nas ETEs para as eficiências de remoção deste parâmetro, independente da tecnologia de tratamento empregada. De acordo com o resultado do teste de comparações múltiplas, apenas a ETE-63-P-UASB+FBP foi significativamente inferior às estações ETE-48A-P-UASB+FAN, ETE-50-P-UASB+LF, ETE-51-P-UASB+FBP e ETE-56-P-LAN+LF+LM. Mesmo assim, a ETE-63-P-UASB+FBP apresentou elevadas eficiências de remoção de S-Sedim, com percentil 25% indicando 80% de remoção e mediana de 90% de remoção. Em relação às demais comparações, não foram identificadas diferenças significativas.



Foram comparadas as faixas das eficiências de remoção observadas nas ETEs (percentil 10% - percentil 90%) com as faixas de valores usuais alcançadas por cada sistema, obtidas em von Sperling (2014a), sendo incluídos na análise apenas os parâmetros disponíveis na literatura em questão. Os resultados são mostrados na Tabela 5.24.

As estações ETE-63-P-UASB+FBP, ETE-48B-P-TS+FAN, ETE-48C-P-TS+FAN e ETE-56-P-LAN+LF+LM apresentaram eficiências inferiores ao usual de suas tecnologias. Conforme demonstrado, as instalações de TS+FAN apresentaram desempenho inferior às demais nos testes de comparações múltiplas. Oliveira (2006) também identificou desempenho aquém ao

esperado para as ETEs dessa tecnologia, sendo provavelmente atribuído à falta de descarte do lodo nos sistemas, o que, segundo a autora, é uma situação frequentemente observada.

Os melhores ajustes, para ambos os parâmetros, foram nas estações ETE-48A-P-UASB+FAN, ETE-50-P-UASB+LF, ETE-51-P-UASB+FBP e ETE-53-P-LAN+LF+LM, sendo que eficiências superiores ao usual para as tecnologias empregadas foram identificadas (Tabela 5.24).

**Tabela 5.24** - Comparação entre as eficiências de remoção observadas nas ETEs da UGRH SF6 e as típicas reportadas na literatura

ETEs	Faixa eficiência de remoção - DBO (%)		Faixa eficiência de remoção - DQO (%)	
	Usual	Observada	Usual	Observada
48A-P-UASB+FAN	75 - 87	76 - 93	70 - 80	70 - 91
50-P-UASB+LF	77 - 87	82 - 95	70 - 83	71 - 92
51-P-UASB+FBP	80 - 93	88 - 96	73 - 88	82 - 94
63-P-UASB+FBP	80 - 93	64 - 79	73 - 88	63 - 78
48B-P-TS+FAN	80 - 85	54 - 84	70 - 80	51 - 78
48C-P-TS+FAN	80 - 85	29 - 79	70 - 80	19 - 81
53-P-LAN+LF+LM	80 - 85	75 - 95	70 - 83	64 - 92
56-P-LAN+LF+LM	80 - 85	67 - 94	70 - 83	49 - 85

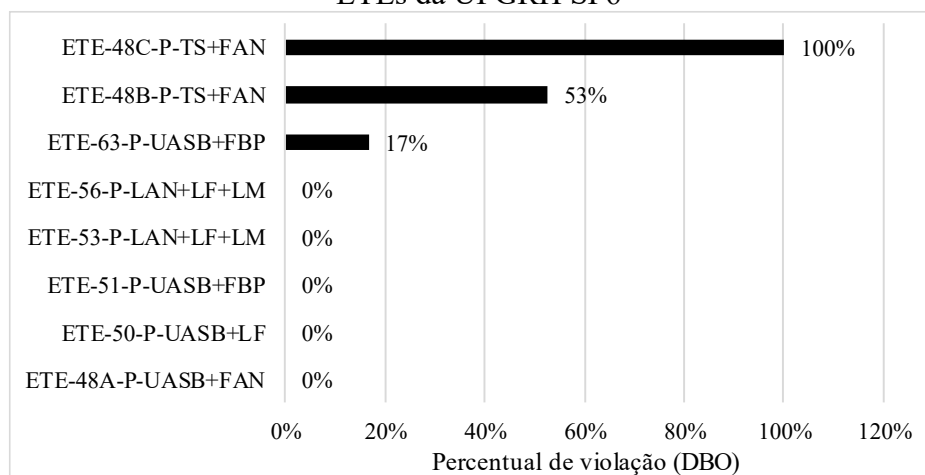
Obs.: Usual é a faixa típica obtida em von Sperling (2014a) para cada parâmetro; Observada é a faixa entre o percentil 10% e o percentil 90% das eficiências de remoção das ETEs.

Os resultados foram mais preocupantes ao avaliar as concentrações efluentes em relação às faixas da literatura (Tabela 5.23), do que as eficiências com relação às faixas (Tabela 5.24). Isso se deve às elevadas concentrações afluentes de matéria orgânica nas ETEs, o que permite alcançar maiores eficiências de remoção.

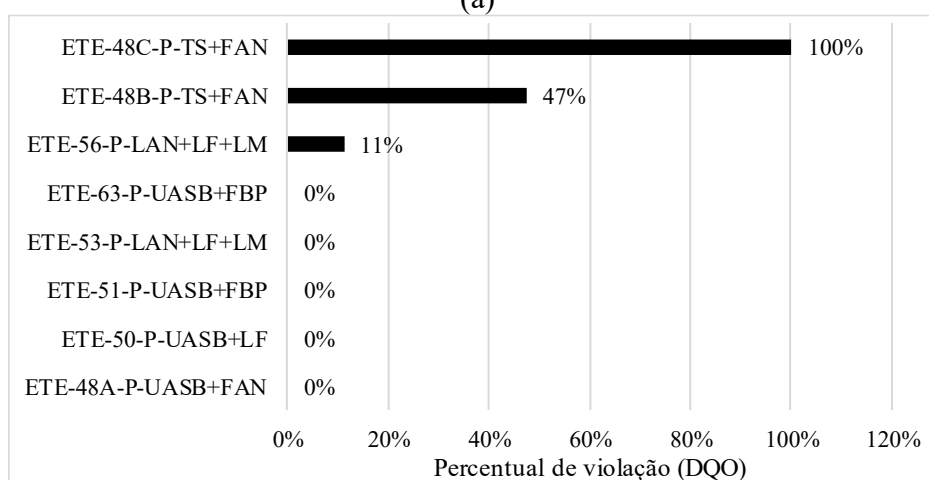
#### 5.3.1.6 Violação aos padrões de lançamento

A Figura 5.35 mostra os percentuais de violação aos padrões de lançamento de DBO (a) e DQO (b) e a Figura 5.36 aos padrões de S-Sedim (a) e pH (b), conforme estabelecido na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (Tabela 4.1).

**Figura 5.35 - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de DBO (a) e DQO (b) das ETEs da UPGRH SF6**

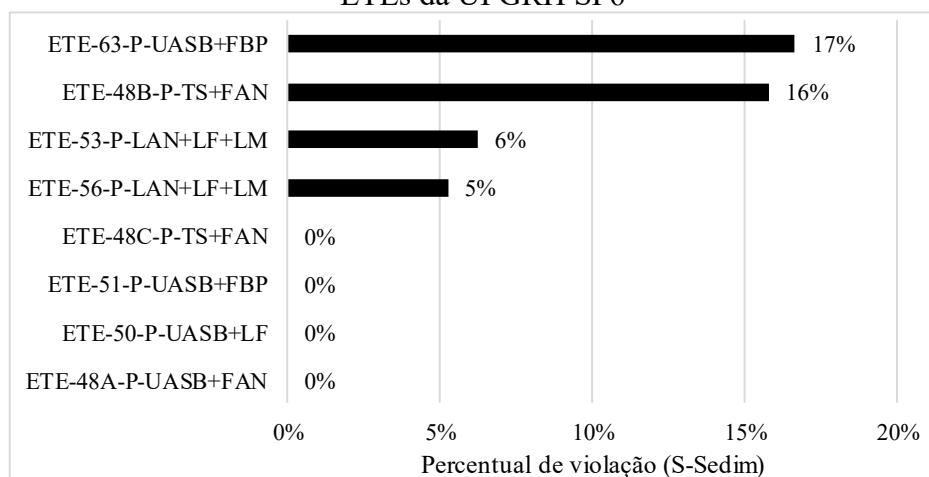


(a)

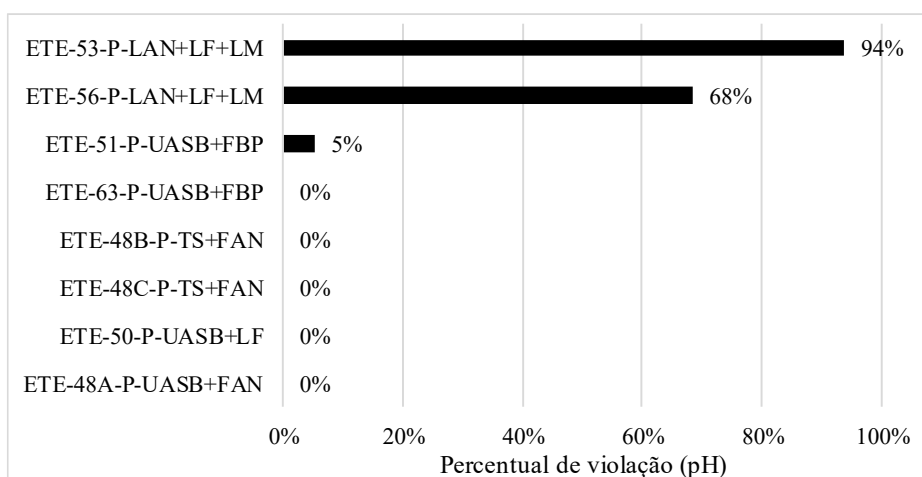


(b)

**Figura 5.36 - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de S-Sedim (a) e pH (b) das ETEs da UPGRH SF6**



(a)



(b)

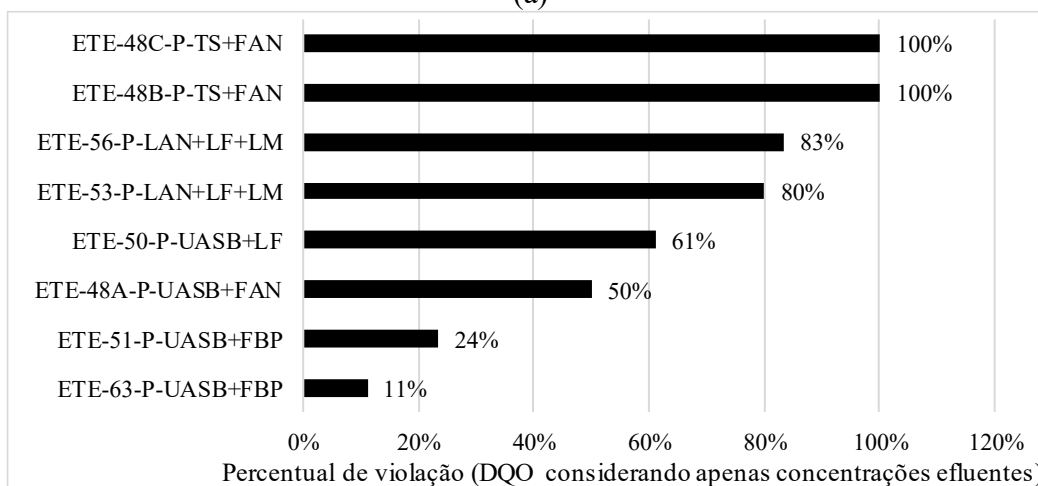
Os maiores percentuais de violação de matéria orgânica são nas ETEs de TS+FAN, o que corrobora o observado por Oliveira (2006) e os resultados dos testes estatísticos apresentados. O maior destaque é a ETE-48C-P-TS+FAN, que violou os padrões em todas as amostragens no período analisado para DBO e DQO. Já os percentuais de violação de S-Sedim são baixos nas ETEs, sendo o máximo de 17% na ETE-63-P-UASB+FBP. Em se tratando do pH, resultados preocupantes foram encontrados apenas nas ETEs que empregam LAN+LF+LM, provavelmente devido à fotossíntese realizada pelas algas, que eleva o pH efluente.

Assim como na bacia do rio das Velhas, foram calculados os percentuais de violação de DBO e DQO considerando apenas o critério das concentrações efluentes (Figura 5.37). Os percentuais aumentaram substancialmente em todas as ETEs, chegando a valores muito altos, acima de 50% na maioria delas. Logo, principalmente nos sistemas em que as concentrações afluentes são muito elevadas, como na UPGRH SF6, o critério das eficiências flexibiliza o padrão da legislação. Leonel (2016) encontrou também que o atendimento ao padrão de DBO se deu quase que exclusivamente pelo critério da eficiência de remoção, o que implica na geração de efluentes tratados com concentrações ainda elevadas de matéria orgânica.

**Figura 5.37** - Percentuais de violação aos padrões de lançamento de DBO (a) e DQO (b) das ETEs da UPGRH SF6 considerando apenas concentrações efluentes



(a)



(b)

### 5.3.2 Corpos receptores a montante e a jusante do lançamento

As mesmas dificuldades para os dados de monitoramento dos corpos receptores da bacia do rio das Velhas foram verificadas na bacia dos rios Jequitaí e Pacuí. No entanto, como o período de monitoramento da UPGRH SF6 é mais restrito que o da UPGRH SF5 (o período de monitoramento para os corpos receptores foi o mesmo dos esgotos), na seleção dos parâmetros para análise, a inclusão de algumas variáveis monitoradas semestralmente (nutrientes) foi impossibilitada, devido ao menor número de dados. Sendo assim, os parâmetros selecionados foram DBO, DQO, OD, turbidez, *E. coli* e pH.

A bacia dos rios Jequitaí, Pacuí e trechos do rio São Francisco ainda não possui enquadramento (CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010). Sendo assim, enquanto o enquadramento não é aprovado, os corpos d'água da bacia são enquadrados em classe 2,

conforme Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005) e Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (COPAM; CERH, 2008).

A ETE-48C-P-TS+FAN apresentou o corpo receptor a montante seco em todas as análises durante o período de estudo, logo, foi analisado apenas a jusante do lançamento. A ETE-53-P-LAN+LF+LM não possui corpo receptor. De acordo com contato realizado com o prestador do serviço, o corpo d'água em que os efluentes tratados eram lançados secou há cerca de 20 anos, e atualmente os efluentes são destinados para uma propriedade rural nas proximidades da ETE. Não havia dados de monitoramento da ETE-56-P-LAN+LF+LM para o corpo d'água receptor, nem a montante nem a jusante, uma vez que ele se encontrava seco em todo o período (exceto em uma amostragem), nos dois pontos de monitoramento. Acredita-se que, com as baixas vazões dos efluentes tratados (Tabela 5.19), os esgotos lançados na calha do corpo d'água podem ter infiltrado no solo. Neste caso, seria importante realizar o monitoramento das águas subterrâneas.

Em cursos d'água intermitentes, como alguns da UPGRH SF6, escoam na calha a jusante dos lançamentos apenas os esgotos durante condições de seca (CAREY; MIGLIACCIO, 2009; WAISER; TUMBER; HOLM, 2011; VON SPERLING, 2014a; ANA, 2017a). Mesmo que tratados, os esgotos podem comprometer vários usos previstos para esses cursos d'água (VON SPERLING, 2014a; ANA, 2017a), e os efeitos nas comunidades aquáticas podem ser mais severos em relação aos sistemas com elevada diluição do efluente, efeitos estes que podem persistir por vários quilômetros a jusante (WAISER; TUMBER; HOLM, 2011). Sendo assim, para reduzir o potencial impacto ambiental dos lançamentos dos efluentes, as condições hidrológicas locais devem ser levadas em conta como um fator crítico de decisão das ETEs (CAREY; MIGLIACCIO, 2009), e nesses casos podem ser exigidas tecnologias de tratamento de esgotos mais avançadas, com elevada remoção de patógenos ou com disposição no solo (ANA, 2017a).

Não foram fornecidas as coordenadas geográficas dos pontos de monitoramento a montante e a jusante nos sistemas da UPGRH SF6. Sendo assim, não foi possível conhecer a distância entre os lançamentos e os pontos de monitoramento.

### 5.3.2.1 Análises estatísticas preliminares dos corpos receptores

Após análise de consistência dos dados, verifica-se que, assim como nos dados dos esgotos, poucos valores foram excluídos do banco de dados, sendo que nem todos lançamentos de ETEs e nem todos os parâmetros resultaram em valores excluídos. Foram excluídos no total 8 dados da UPGRH SF6 (Tabela 5.25). Alguns exemplos de valores não considerados passíveis de ocorrência foram valores de pH de 1.698,0; e concentrações de OD de 48,0 e 135,0 mg/L.

**Tabela 5.25** - Número de dados excluídos após análise de consistência, considerando apenas ETEs e parâmetros que houve exclusão, na UPGRH SF6

ETE	OD		pH		Total
	M	J	M	J	
ETE-48A-P-UASB+FAN	-	-	1	1	2
ETE-48B-P-TS+FAN	-	1	-	-	1
ETE-48C-P-TS+FAN	-	1	-	-	1
ETE-50-P-UASB+LF	1	1	-	-	2
ETE-51-P-UASB+FBP	-	-	1	1	2
<b>Total</b>	1	3	2	2	8

Obs.: M = Montante; J = Jusante.

A Tabela 5.26 apresenta o número de dados mantidos e analisados, por cada variável, para os corpos receptores a montante e a jusante do lançamento de cada ETE. O monitoramento é bimestral para todos os parâmetros selecionados, em todos os corpos receptores das ETEs.

No Apêndice VI (Tabelas VI.1 a VI.6) são mostrados os resultados das estatísticas descritivas das concentrações a montante e a jusante do lançamento de cada ETE da bacia dos rios Jequitai e Pacuí.

**Tabela 5.26** - Número de dados analisados por ETE e por variável, para os corpos receptores a montante (M) e a jusante (J) na UPGRH SF6

ETE	DBO		DQO		OD		Turbidez		<i>E. coli</i>		pH		Total
	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	
ETE-48A-P-UASB+FAN	19	19	18	18	19	19	19	19	19	19	18	18	224
ETE-48B-P-TS+FAN	15	19	15	19	15	16	14	17	15	19	15	19	198
ETE-48C-P-TS+FAN	0	19	0	19	0	15	0	17	0	19	0	19	108
ETE-50-P-UASB+LF	19	19	18	18	18	18	19	19	19	19	19	19	224
ETE-51-P-UASB+FBP	18	19	18	18	18	19	18	19	18	19	17	18	219
ETE-63-P-UASB+FBP	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	216
<b>Total</b>	89	113	87	110	88	105	88	109	89	113	87	111	1.189

### 5.3.2.2 Comparação estatística entre o monitoramento a montante e a jusante do lançamento

A Tabela 5.27 mostra os resultados do teste de Mann-Whitney, de comparação entre os dados de monitoramento a montante e a jusante do lançamento de cada ETE, para cada parâmetro.

**Tabela 5.27** - Resultado do teste estatístico de Mann-Whitney de comparação entre montante e jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF6 ( $\alpha = 5\%$ )

ETE	DBO		DQO		OD		Turbidez		E. coli		pH	
	p	Result	p	Result	p	Result	p	Result	p	Result	p	Result
ETE-48A-P-UASB+FAN	<b>0,0000</b>	↑	<b>0,0000</b>	↑	0,1290	=	0,4655	=	<b>0,0009</b>	↑	<b>0,0003</b>	↑
ETE-50-P-UASB+LF	0,5019	=	0,3506	=	1,0000	=	0,6827	=	0,7152	=	0,9651	=
ETE-51-P-UASB+FBP	<b>0,0418</b>	↑	0,8247	=	<b>0,0236</b>	↓	<b>0,0008</b>	↑	<b>0,0001</b>	↑	0,9868	=
ETE-63-P-UASB+FBP	<b>0,0004</b>	↑	<b>0,0004</b>	↑	0,0642	=	<b>0,0498</b>	↑	<b>0,0462</b>	↑	0,0598	=
ETE-48B-P-TS+FAN	<b>0,0000</b>	↑	<b>0,0000</b>	↑	<b>0,0000</b>	↓	<b>0,0008</b>	↑	<b>0,0000</b>	↑	<b>0,0006</b>	↑

Obs.: p = valor p do teste de Mann-Whitney; Result = Resultado. Os valores sublinhados e em negrito indicam onde a diferença encontrada foi significativa ( $p < 0,05$ ).

= Sem diferença significativa das concentrações entre montante e jusante;

↑ Concentrações significativamente superiores a jusante em relação a montante;

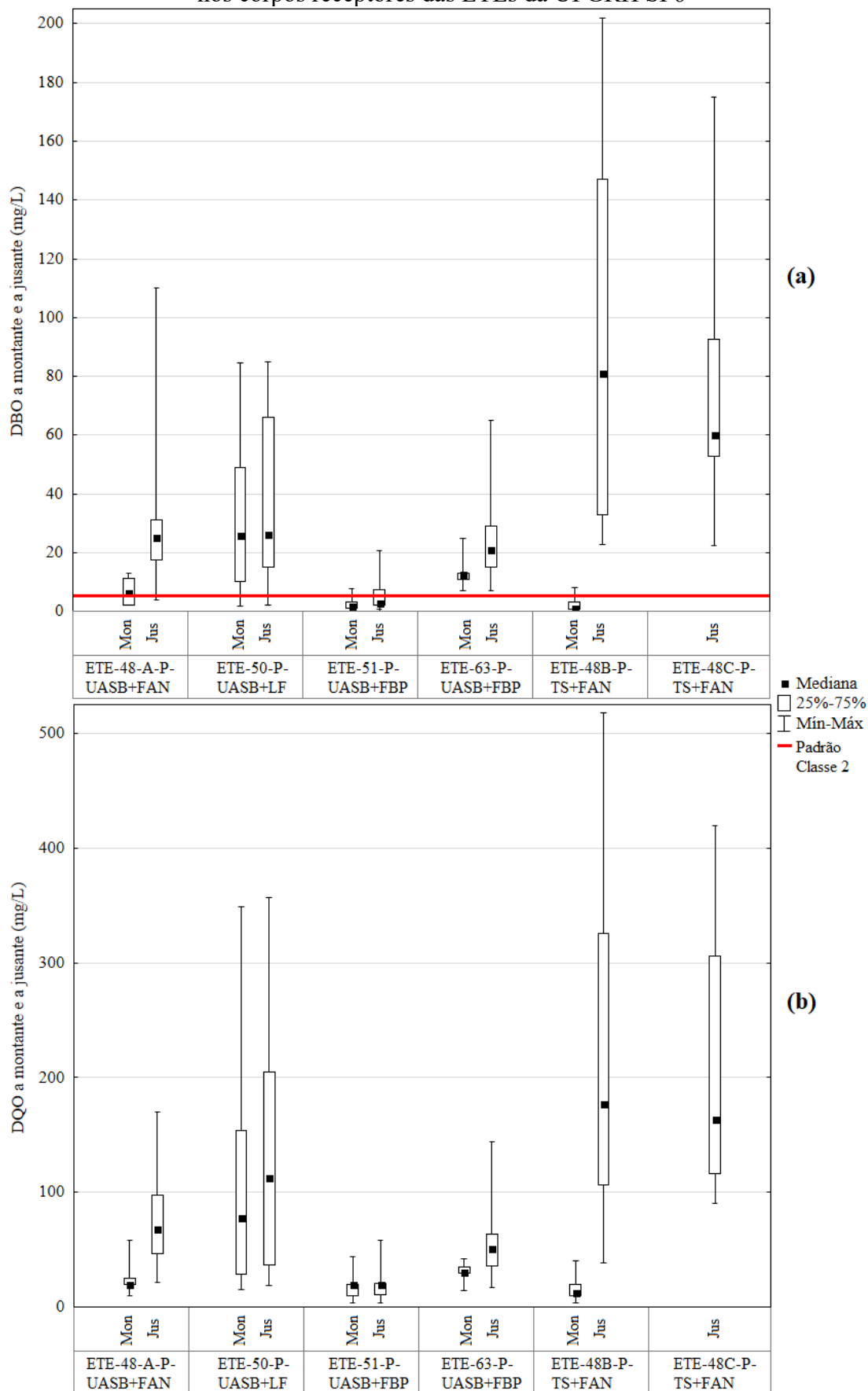
↓ Concentrações significativamente inferiores a jusante em relação a montante.

Os parâmetros que apresentaram maior percentual de ETEs responsáveis pela piora significativa da qualidade das águas foram DBO e *E. coli*, com 80% dos sistemas com aumento significativo das concentrações a jusante. Seguidos desses, estão a DQO e a turbidez, com 60%. Assim como na bacia do rio das Velhas, há na bacia dos rios Jequitaiá e Pacuí um comprometimento na qualidade das águas superficiais devido ao lançamento dos efluentes, mesmo que tratados.

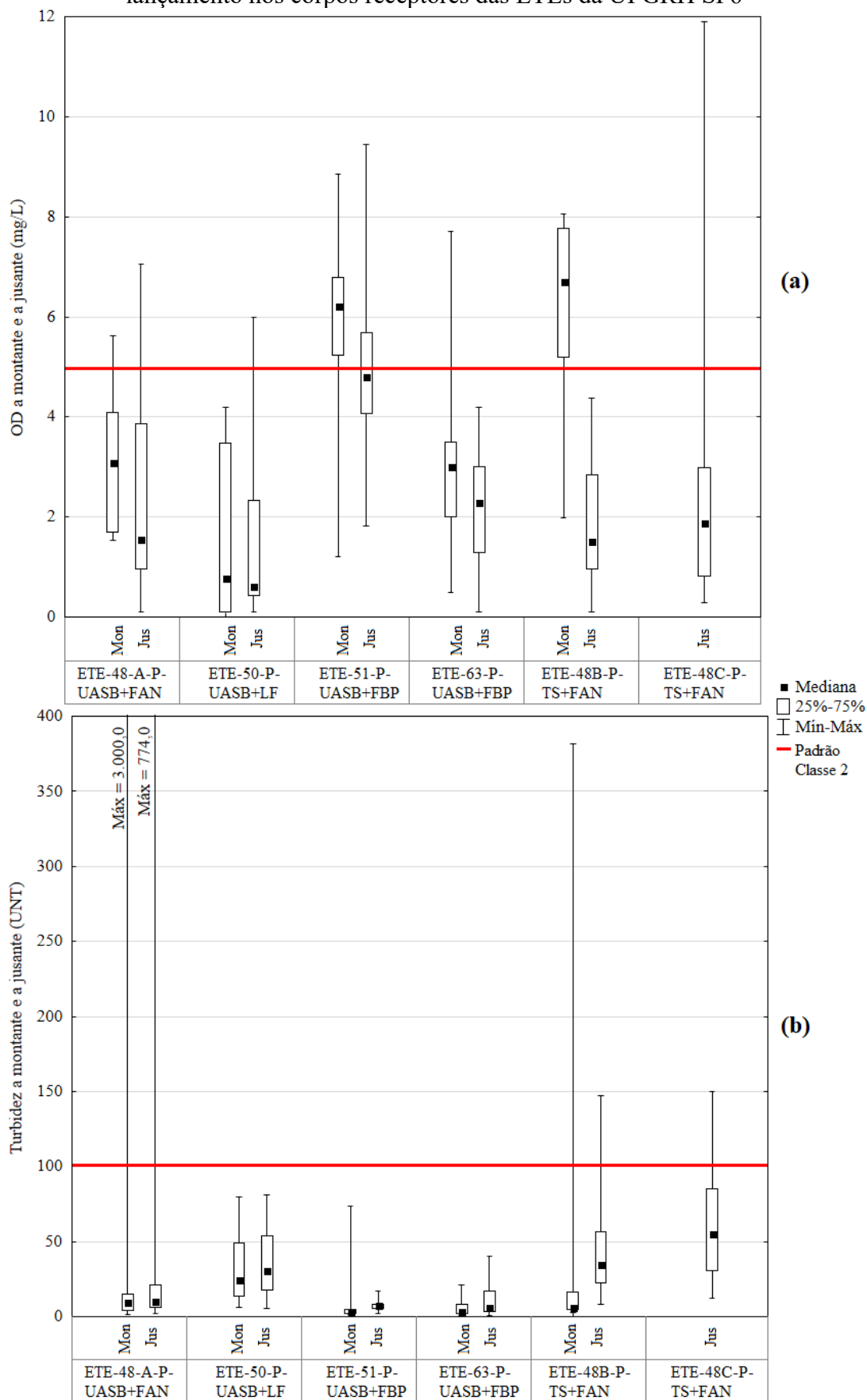
Diferente da bacia do rio das Velhas, em todos os corpos receptores onde foi encontrada alteração significativa, houve piora significativa na qualidade das águas, ou seja, aumento na concentração de contaminantes e redução na concentração de OD. Portanto, apesar de Trindade (2013) ter identificado como maiores pressões na qualidade das águas da UPGRH SF6 as atividades agropecuárias, cargas difusas, erosão e extração de areia, percebe-se que o lançamento pontual de esgotos domésticos também é uma fonte preocupante de contaminação existente.

Da Figura 5.38 a Figura 5.40 podem ser constatados os valores dos parâmetros monitorados a montante e a jusante de todas as ETEs, para cada parâmetro em análise. Foram apresentados os limites legais estabelecidos na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 para classe 2 (Tabela 4.2), classificação que representa todos os corpos receptores da bacia.

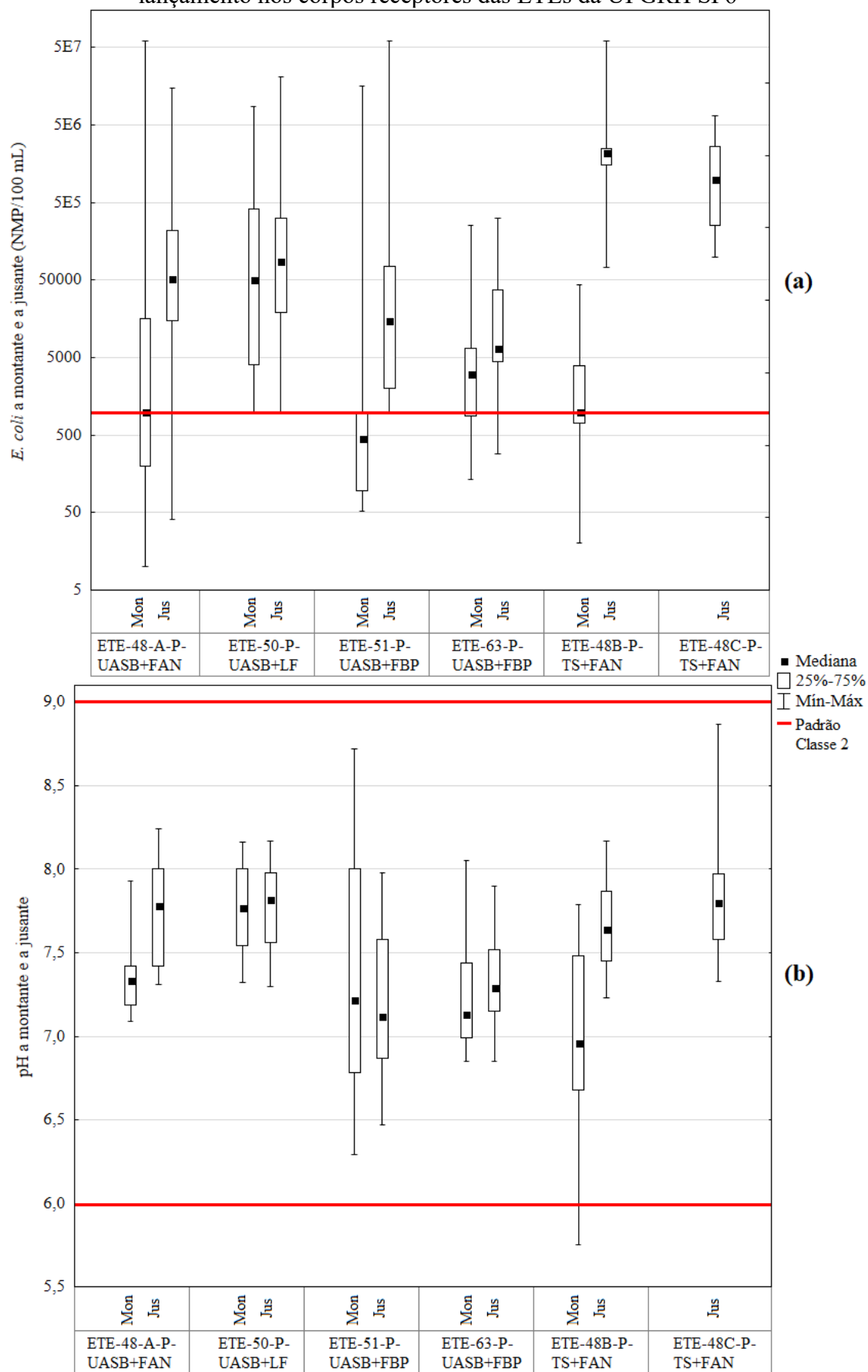
**Figura 5.38** - Concentrações de DBO (a) e DQO (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF6



**Figura 5.39** - Concentrações de OD (a) e valores de turbidez (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF6



**Figura 5.40** - Concentrações de *E. coli* (a) e valores de pH (b) a montante e a jusante do lançamento nos corpos receptores das ETEs da UPGRH SF6



O corpo receptor da ETE-48B-P-TS+FAN foi o único que apresentou alteração significativa para todos os parâmetros (Tabela 5.27). Além disso, conforme verificado nos *box-plots* (Figura 5.38 a Figura 5.40), os resultados do corpo receptor em questão são os mais preocupantes da bacia. Ao comparar os dados nos dois pontos de monitoramento, verificam-se concentrações medianas a jusante cerca de 70 vezes superior em relação à montante para DBO, 14 vezes para DQO, 2.200 vezes para *E. coli* e 4 vezes inferior para OD. A ETE-48B-P-TS+FAN, em conjunto com a ETE-48C-P-TS+FAN, apresentou os piores desempenhos operacionais durante o período, com qualidade baixa do efluente tratado, o que foi refletido nos dados do monitoramento do corpo receptor. Como a ETE-48C-P-TS+FAN apresentou corpo receptor seco a montante, não há a comparação entre os pontos, mas é possível verificar as condições degradadas a jusante do lançamento também, em que escoam apenas os esgotos insuficientemente tratados.

Um parâmetro que merece maior atenção é o OD. Apesar da redução nas concentrações a jusante ter sido significativa apenas em duas ETEs (Tabela 5.27), verificam-se menores concentrações a jusante em todos os corpos receptores (Figura 5.39 (a)). Além disso, na ETE-48A-P-UASB+FAN, na ETE-50-P-UASB+LF e na ETE-63-P-UASB+FBP, baixas concentrações foram observadas mesmo a montante dos lançamentos, com percentis 75% abaixo de 4,0 mg/L. Conforme von Sperling (2014a), em concentrações de 2,0 mg/L de OD, praticamente nenhum peixe sobrevive, sendo que os corpos receptores, tanto a montante quanto a jusante, apresentaram concentrações inferiores a 2,0 mg/L, indicando o efeito nas comunidades aquáticas. Novamente, é importante verificar as condições em outros pontos a jusante, que podem ser ainda mais críticas.

Assim como na bacia do rio das Velhas, observa-se que o parâmetro pH, mesmo nos corpos receptores onde houve alteração significativa, preserva valores próximos da neutralidade a jusante dos lançamentos. Em todos os pontos de amostragem (a montante e a jusante), os percentis 75% foram abaixo de 8,0, sendo que nenhuma amostra ultrapassou o valor de 9,0. Na análise de desempenho das ETEs cujos corpos receptores foram analisados, os efluentes tratados apresentaram pH próximos à neutralidade. As estações ETE-53-P-LAN+LF+LM e ETE-56-P-LAN+LF+LM foram as que apresentaram maiores valores de pH nos esgotos tratados. No entanto, a ETE-53-P-LAN+LF+LM não possui corpo receptor, e a ETE-56-P-LAN+LF+LM apresentou corpo receptor seco em todo o período.

A Tabela 5.28 mostra os percentuais de violação a montante e a jusante do lançamento de cada ETE, conforme padrões estabelecidos na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (Tabela 4.2), e conforme a classe de enquadramento dos corpos receptores (classe 2).

**Tabela 5.28** - Percentuais de violação a montante (M) e a jusante (J) do lançamento de cada ETE aos padrões de qualidade de água estabelecidos na DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008

ETE	DBO		OD		Turbidez		<i>E. coli</i>		pH	
	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J
ETE-48A-P-UASB+FAN	68%	95%	95%	95%	11%	5%	53%	89%	6%	6%
ETE-50-P-UASB+LF	84%	84%	100%	94%	0%	0%	84%	89%	0%	0%
ETE-51-P-UASB+FBP	6%	37%	22%	58%	0%	0%	22%	79%	0%	0%
ETE-63-P-UASB+FBP	100%	100%	83%	100%	0%	0%	72%	89%	0%	0%
ETE-48B-P-TS+FAN	20%	100%	20%	100%	7%	6%	40%	100%	7%	0%
ETE-48C-P-TS+FAN	-	100%	-	80%	-	12%	-	100%	-	0%

Similarmente ao observado na bacia do rio das Velhas, os parâmetros que apresentaram maior percentual de violação foram DBO, OD e *E. coli*, com maiores percentuais a jusante dos lançamentos. Logo, mesmo que as tecnologias empregadas pelas ETEs tenham o objetivo de remover matéria orgânica dos esgotos, ainda há um comprometimento na qualidade das águas. Já em relação ao parâmetro microbiológico, com exceção das lagoas de estabilização, as tecnologias não objetivam a remoção dos organismos patogênicos. O lançamento dos esgotos sanitários dos municípios foi identificado como um dentre os diversos fatores de pressão na bacia (IGAM, 2014b). Mesmo os esgotos tratados são fonte de pressão, conforme verificado nos resultados da presente pesquisa.

Os parâmetros turbidez e pH apresentaram os menores percentuais de violação, sendo baixos a montante e a jusante, mesmo nos corpos receptores onde foi identificada alteração significativa no teste de Mann-Whitney. Portanto, não são variáveis de preocupação quanto ao impacto do lançamento dos efluentes na bacia, assim como na UGRH SF5.

### 5.3.3 Qualidade das águas superficiais

Após os critérios de seleção e organização do banco de dados, foram selecionadas 8 estações de monitoramento do IGAM para análise na bacia dos rios Jequitai e Pacuí. A Tabela 5.29 apresenta o resumo das informações do banco de dados selecionado.

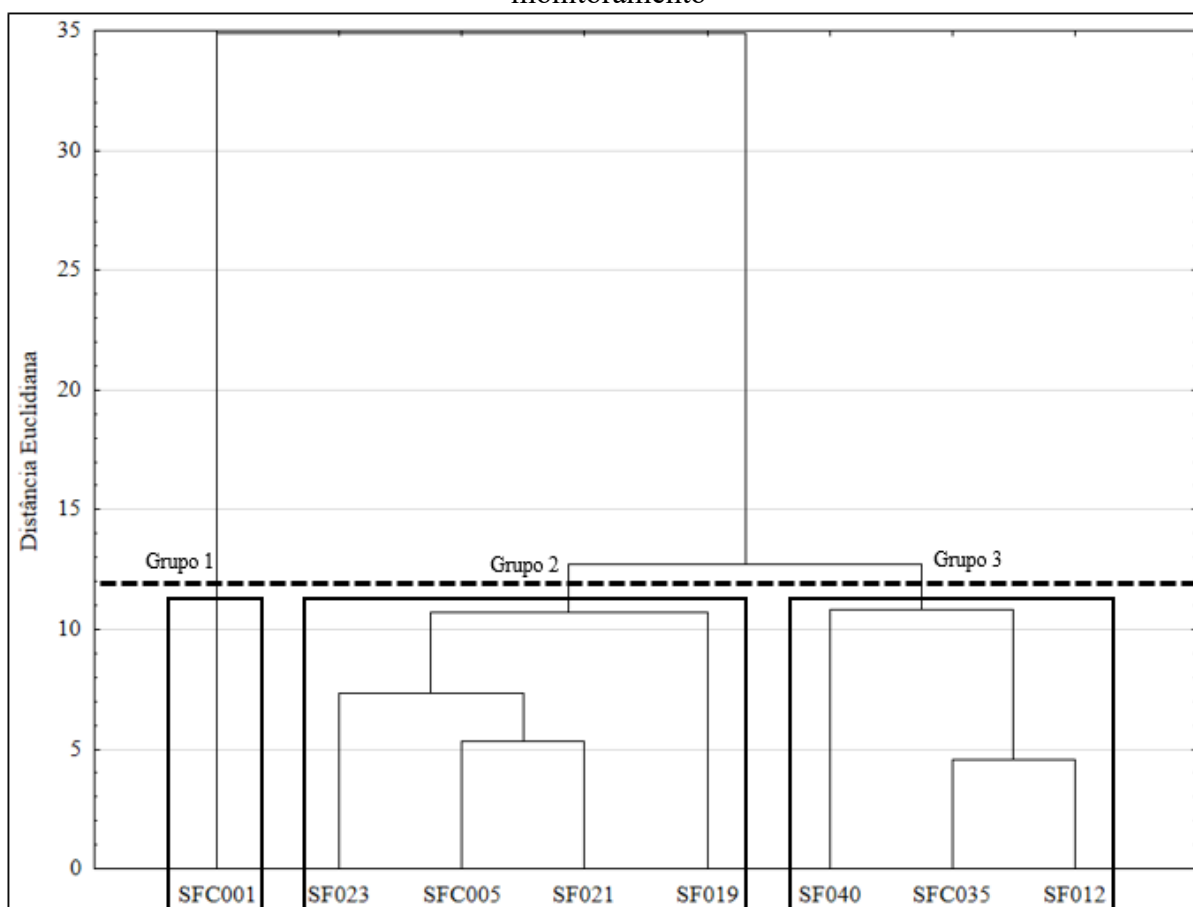
**Tabela 5.29** - Banco de dados do monitoramento de qualidade das águas da UPGRH SF6 selecionado para análises

<b>Período</b>	2º trimestre de 2013 ao 2º trimestre de 2016
<b>Frequência</b>	Trimestral
<b>Total de coletas</b>	104
<b>Dados válidos</b>	936
<b>Estações de monitoramento</b>	SF012, SF019, SF021, SF023, SF040, SFC001, SFC005, SFC035
<b>Parâmetros</b>	DBO, OD, turbidez, sólidos totais, <i>E. coli</i> , pH, nitrato, P-total, temperatura da água

Obs.: DBO = Demanda bioquímica de oxigênio; OD = Oxigênio dissolvido; *E. coli* = *Escherichia coli*; pH = Potencial hidrogeniônico; P-total = Fósforo total.

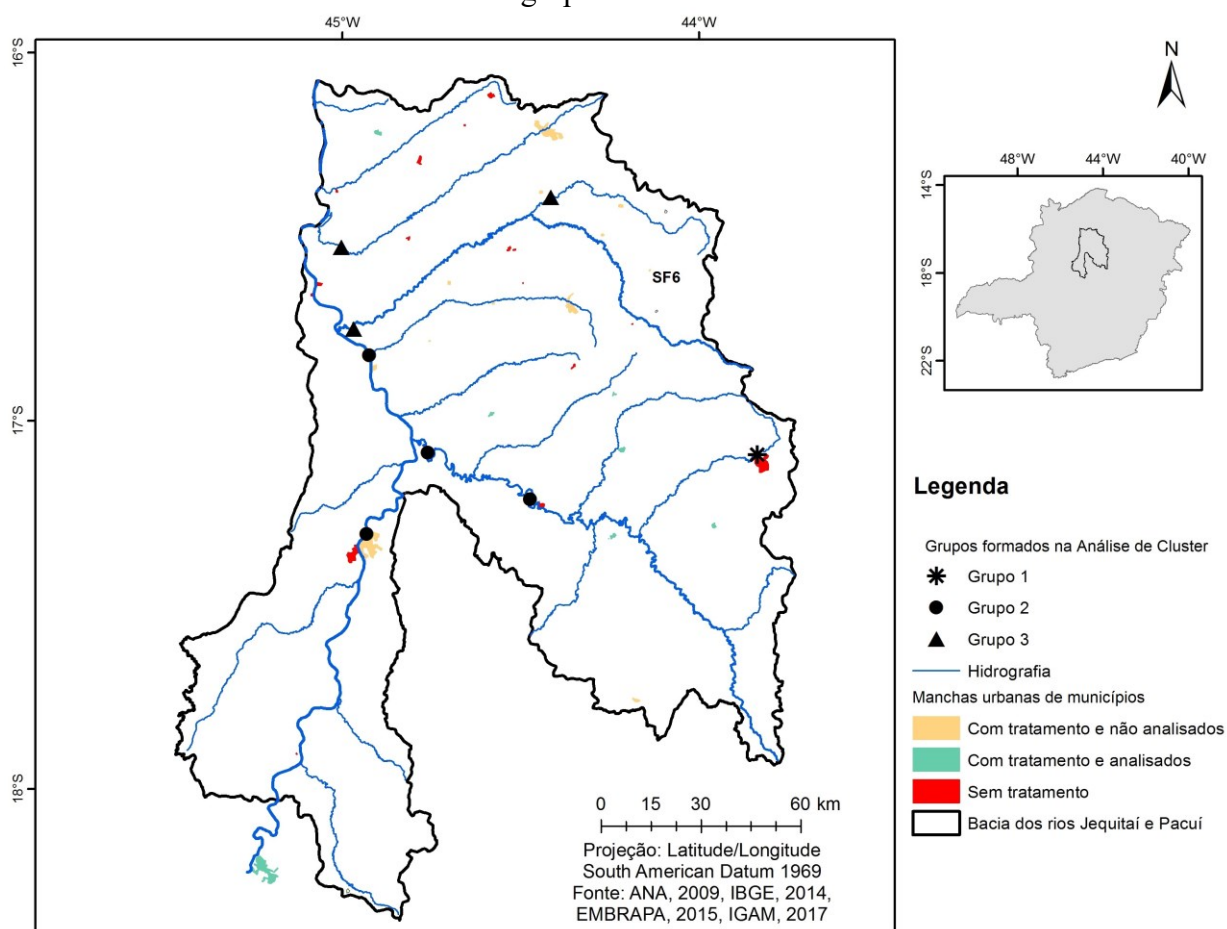
O dendograma resultante da AC pelo método de agrupamento de Ward com as estações da bacia dos rios Jequitai e Pacuí é ilustrado na Figura 5.41. A linha de corte foi definida em 12, resultando na formação de três agrupamentos. A Figura 5.42 mostra a localização das estações de monitoramento conforme os grupos formados e as manchas urbanas na bacia, sem ou com tratamento de esgotos (considerando os municípios cujos sistemas de tratamento foram ou não analisados na presente pesquisa).

**Figura 5.41** - Dendograma da Análise de Cluster para o banco de dados da bacia dos rios Jequitai e Pacuí, referente ao período de 2013 a 2016 para 9 parâmetros e 8 estações de monitoramento



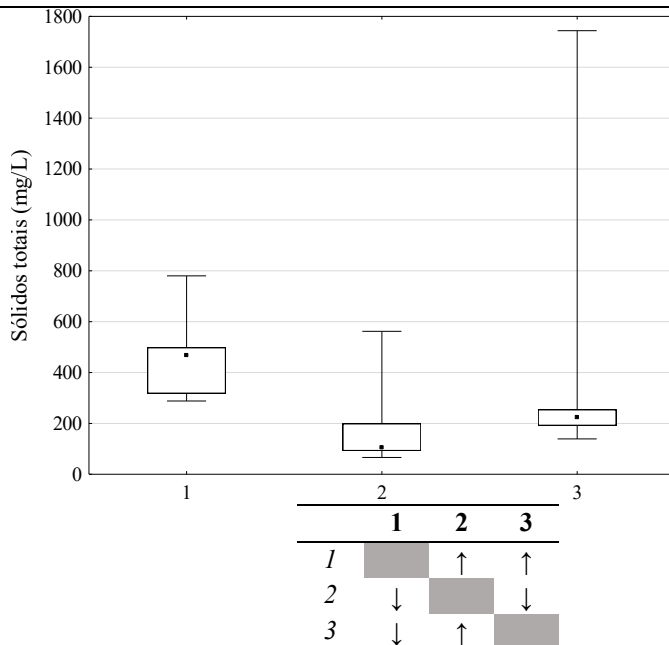
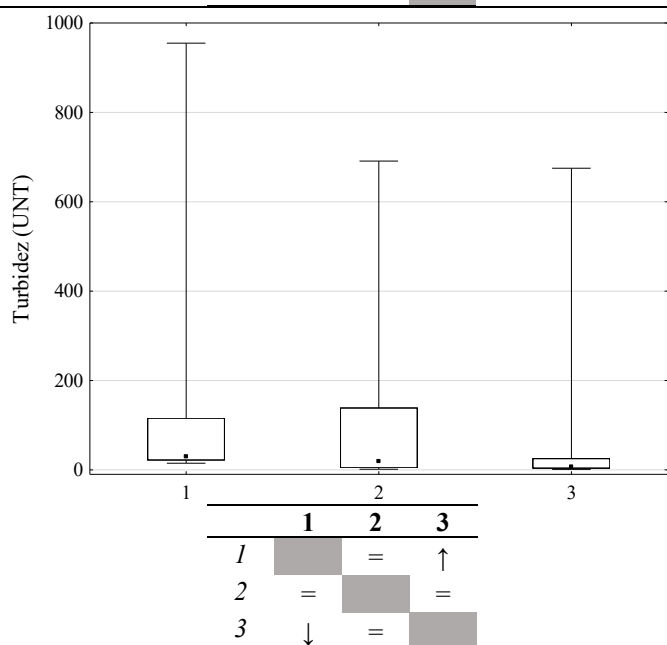
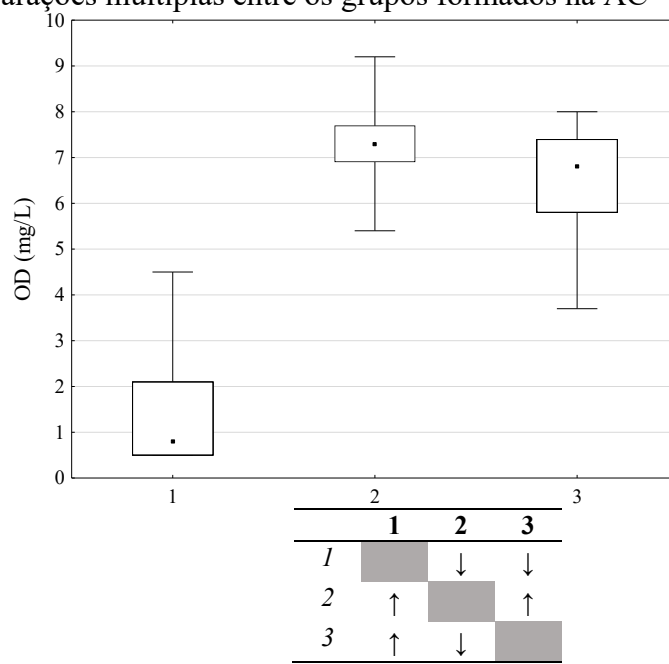
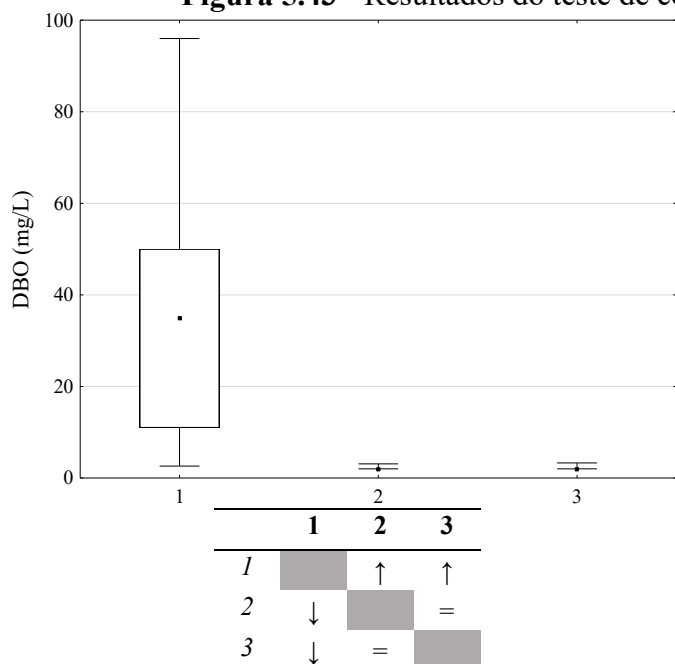
A estação SFC001 permaneceu isolada das demais. Essa estação de monitoramento é localizada ao leste da UPGRH, no rio Guavanipã, afluente do rio Jequitaiá. As estações do grupo 2 se localizam na região central da sub-bacia, sendo duas no rio Jequitaiá (SFC005 e SF021, de montante para jusante nesta ordem) e duas no rio São Francisco (SF019 e SF023, a montante e a jusante da foz do rio Jequitaiá, respectivamente). O grupo 3 foi formado por estações em diferentes cursos d'água (SF040 no rio Pacuí, SFC035 no rio Riachão, afluente do rio Pacuí, e SF012 no rio Paracatu ou Riacho São Gregório), sendo próximas espacialmente, localizadas ao norte da sub-bacia.

**Figura 5.42** - Localização das estações de monitoramento na bacia dos rios Jequitaiá e Pacuí conforme grupos formados na AC



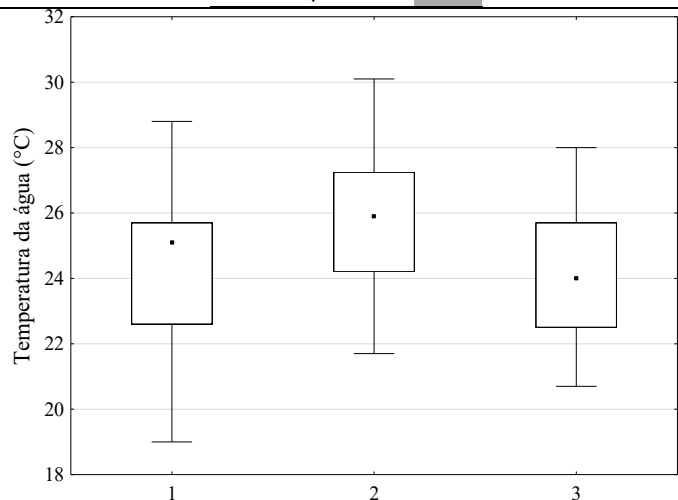
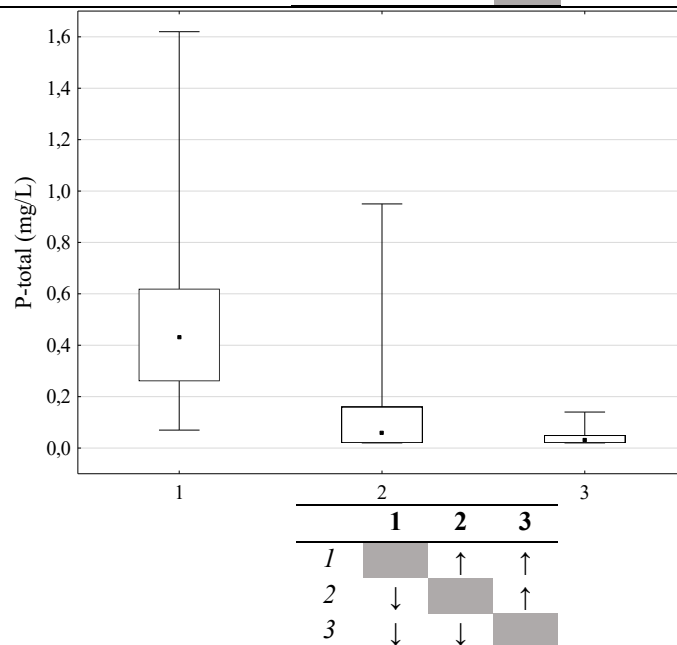
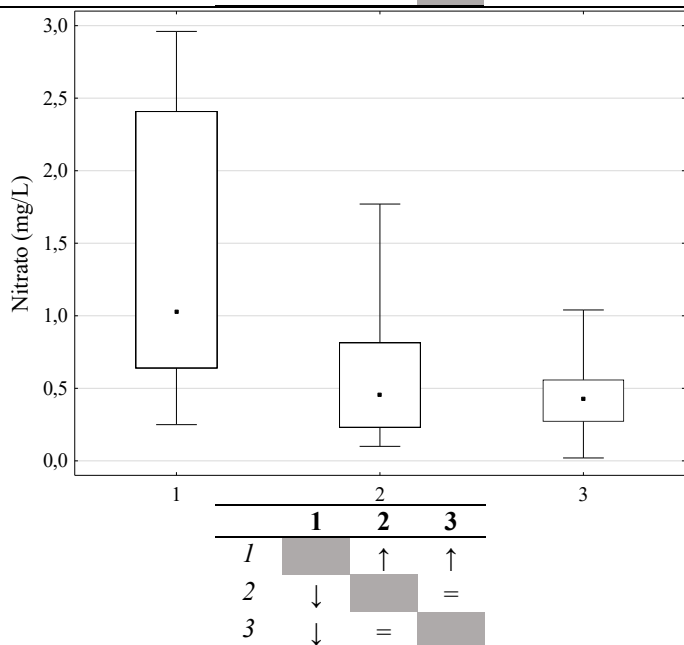
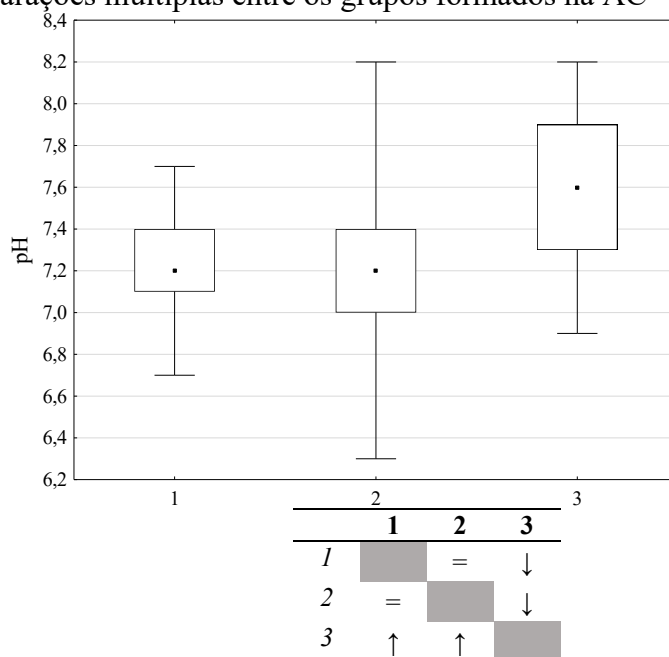
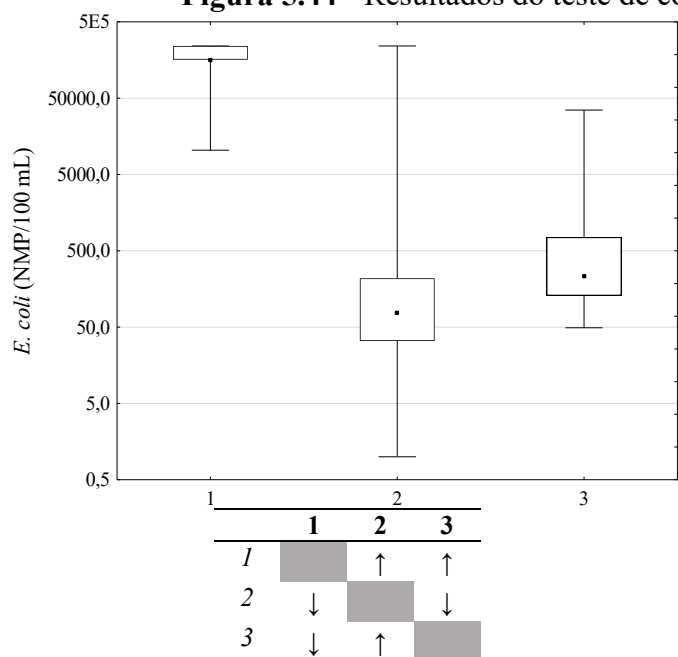
O teste estatístico de Kruskal-Wallis identificou diferença significativa entre os três grupos formados para todos os nove parâmetros. Os resultados dos testes de comparações múltiplas são mostrados na Figura 5.43 e na Figura 5.44.

**Figura 5.43 - Resultados do teste de comparações múltiplas entre os grupos formados na AC**



= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);      ■ Mediana  
 ↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);      □ 25%-75%  
 ↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).      | Mín-Máx

**Figura 5.44 - Resultados do teste de comparações múltiplas entre os grupos formados na AC**



= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);  
 ↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);  
 ↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

Para a maioria dos parâmetros, condições mais deterioradas na qualidade das águas foram encontradas na estação SFC001. Ela é localizada a jusante do município de Bocaiúva, que não possui tratamento de esgotos (ANA, 2017b). As principais atividades responsáveis pela má qualidade das águas do rio Guavanipã, na localidade, são o lançamento de esgotos domésticos e de efluentes industriais, dos ramos de fabricação de cachaça, metalúrgico e de atividades de extração de areia, cascalho e pedras preciosas desenvolvidas no município (IGAM, 2016, 2017, 2018). No ano de 2015, o rio Guavanipã se enquadrava entre os seis corpos d'água de Minas Gerais com piores condições de IQA, na faixa muito ruim, devido aos lançamentos dos esgotos e às atividades agropecuárias do município de Bocaiúva (IGAM, 2016).

Apesar de nos testes de comparações múltiplas terem sido identificadas diferenças significativas para diversos parâmetros entre os grupos 2 e 3, concentrações baixas de contaminantes foram encontradas em ambos os grupos (Figura 5.43 e Figura 5.44). A maioria das estações do grupo 2 são localizadas a jusante de áreas urbanas (Figura 5.42): a estação SF019 está a jusante de sedes de dois municípios, sendo que um possui tratamento de esgotos e o outro não. A estação SF023 encontra-se a jusante de outro município com o serviço de tratamento. Por fim, estação SFC005 está a jusante de uma sede urbana onde a população não é atendida pelo serviço. Os resultados de boa qualidade das águas do grupo 2 podem estar associados a uma maior vazão dos cursos d'água, que são os principais rios da sub-bacia, com consequente maior capacidade de diluição dos efluentes, tratados ou não.

Não há áreas urbanas a montante das estações do grupo 3. Portanto, não há alterações expressivas na qualidade das águas decorrentes do lançamento pontual de esgotos domésticos. Os resultados de boa qualidade das águas desse grupo podem ser explicados pelo fato de terem sido incluídos na AC os parâmetros do IQA, mais associados a este tipo de contaminação.

Ao efetuar uma AC para os dados das dez UPGRHs da bacia do rio São Francisco, Trindade (2013) identificou o grupo das sub-bacias SF6, SF7, SF8 e SF9 como pouco impactado. No entanto, a SF6 se destacou na Análise de Componentes Principais com as contaminações por metais, esgotos sanitários e efluentes industriais. Segundo a autora, deve-se ter cautela com os resultados da bacia dos rios Jequitai e Pacuí devido ao baixo número de estações de monitoramento, fazendo com que seja difícil garantir a representatividade da qualidade das águas de toda a sub-bacia. Conforme o Comitê de Bacias Hidrográficas dos rios Jequitai e

Pacuí (CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010), a contribuição dos efluentes domésticos não é detectada de forma intensa devido à escassez de estações de monitoramento de qualidade das águas, aliado à localização dos pontos, na foz junto ao rio São Francisco.

A mesma observação pode ser feita no presente estudo. Apenas oito estações de monitoramento da sub-bacia foram analisadas, e condições degradadas na qualidade das águas foram verificadas em apenas uma estação. No entanto, na análise dos corpos receptores das ETEs, foi observada a má qualidade desses cursos d'água em relação a alguns parâmetros. O IGAM monitora apenas os rios principais e seus principais afluentes, sendo que diversos cursos hídricos, principalmente pequenos córregos, não são monitorados na região pelo órgão, levando a um desconhecimento de suas condições. Segundo o Comitê de Bacias Hidrográficas dos rios Jequitaí e Pacuí (CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010), as principais pressões nos recursos hídricos da região são o lançamento de esgotos, o assoreamento de rios e córregos devido às práticas inadequadas na agricultura e a utilização indevida de áreas de preservação.

Foram calculados os percentuais de violação para cada estação de monitoramento, em relação aos padrões de classe 2 estabelecidos na legislação DN COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (Tabela 4.2), uma vez que não há enquadramento aprovado na bacia. Os parâmetros críticos (com mais de 50% de violação em pelo menos uma das estações) foram os mesmos da bacia do rio das Velhas, ou seja, P-total (com duas estações que apresentaram percentual acima de 50%), e DBO, OD e *E. coli* (cada um com uma estação com percentual acima de 50%). Os parâmetros pH e nitrato não tiveram violação em nenhuma amostra de nenhuma das estações durante o período. Ou seja, mesmo tendo sido identificadas diferenças significativas nos testes estatísticos entre os grupos formados na AC para estas variáveis, os percentuais de violação foram nulos em toda a bacia. Na análise dos corpos receptores da bacia, os percentuais de violação de pH também foram baixos, e o parâmetro nitrato não foi possível de ser estudado.

A Tabela 5.30 mostra o número de parâmetros críticos em cada estação de monitoramento, destacando-as pelos seus respectivos grupos conforme resultado da AC. A estação SFC001, já identificada como mais impactada quanto à qualidade das águas, apresentou o maior número de parâmetros críticos, com elevados percentuais de violação. A estação teve 100% de violação para OD e *E. coli*, 85% para DBO e 77% para P-total. As estações dos demais grupos (grupos 2 e 3), de maneira geral, apresentaram reduzidos percentuais de violação, sendo que a maioria não teve nenhum parâmetro com violação acima de 50%.

**Tabela 5.30** - Estações de monitoramento com seus respectivos números de parâmetros críticos, separadas pelos grupos formados na AC

	Número de parâmetros críticos		
	4	1	0
Estações de monitoramento	<u>SFC001</u>	SF019	<u>SF012</u>
			SF021
			SF023
			<u>SF040</u>
			SFC005
			<u>SFC035</u>
Estações do <b>Grupo 1</b> ; Grupo 2; <i>Grupo 3</i>			

Costa *et al.* (2017) estudaram a tendência temporal nos percentuais de violação de 24 parâmetros de qualidade, nas dez UPGRHs do rio São Francisco, para 14 anos de série histórica. Na UPGRH SF6, apenas uma estação de monitoramento apresentou tendência significativa de elevação para os percentuais de violação do indicador microbiológico de contaminação fecal. Para os demais parâmetros e estações, não houve tendência significativa de alteração (nem de aumento e nem de redução). Para toda a porção mineira da bacia do rio São Francisco houve poucas estações com tendências temporais, o que, segundo as autoras, mostra a manutenção da qualidade das águas ao longo dos anos. Além disso, a elevação no indicador de contaminação fecal foi também verificada em outras sub-bacias, e segundo as autoras, o resultado pode ser relacionado ao aumento da população urbana, que pode levar a um aumento nos níveis de disposição de efluentes.

#### 5.4 Avaliação comparativa entre as duas bacias hidrográficas

A Tabela 5.31 mostra a comparação entre os principais resultados das duas bacias. Cumpre destacar que, apesar de características distintas entre as duas regiões, sendo a UPGRH SF5 mais urbanizada e adensada com relação à UPGRH SF6, foram encontrados corpos d'água com qualidades degradadas em ambas as bacias. Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2017a), regiões mais comprometidas quanto ao lançamento dos esgotos são áreas urbanas adensadas e trechos com capacidade de diluição muito reduzida. As bacias do presente estudo representam esta realidade, sendo que a UPGRH SF5 abrange a RMBH, terceira maior região metropolitana do país, onde estão concentrados muitos municípios com tratamento de esgotos, mas que ainda alteram a qualidade das águas. Na UPGRH SF6, dentre as oito ETES analisadas, três apresentaram corpos receptores secos, sendo que uma delas faz algum tipo de reúso encaminhando o efluente tratado para uma propriedade rural.

**Tabela 5.31 - Comparação entre os principais resultados das duas bacias em estudo**

<b>Principais resultados</b>	<b>Bacia do rio das Velhas</b>	<b>Bacia dos rios Jequitaiá e Pacuí</b>
Caracterização das ETEs analisadas	Diversas tecnologias empregadas, sendo elas lagoas de estabilização, UASB (com e sem pós-tratamento) e lodos ativados. Mais da metade das ETEs empregam reatores UASB. Os sistemas da bacia são de diferentes portes e alguns apresentaram sobrecarga hidráulica.	Diversas tecnologias empregadas, com destaque para algumas mais simplificadas, como TS+FAN. Metade das ETEs incluem reatores UASB. Todos os sistemas são de pequeno porte e a maioria apresentou baixas vazões afluentes em relação às respectivas capacidades de projeto.
Banco de dados de monitoramento (esgotos e corpos receptores)	Dificuldades foram encontradas, como frequências distintas, dados atípicos e indefinição sobre o tipo de amostragem. Um maior número de parâmetros é monitorado nos esgotos em relação à UPGRH SF6.	As mesmas dificuldades foram encontradas, acrescidas da menor frequência de monitoramento e menos parâmetros dos esgotos (principalmente das concentrações afluentes, impossibilitando o cálculo das eficiências de remoção de algumas variáveis).
Concentrações afluentes às ETEs	Variável entre diferentes ETEs, sendo que para a maioria dos parâmetros, parte dos dados ficaram dentro da faixa usual de esgotos domésticos.	Foram encontrados esgotos brutos muito mais concentrados (em se tratando de matéria orgânica) em relação ao usual para efluentes sanitários.
Concentrações efluentes das ETEs	Foram identificadas diferenças significativas entre as ETEs, sendo que aquelas com desempenhos significativamente inferiores em relação às demais apresentaram desempenhos também inferiores ao esperado para as tecnologias empregadas.	Foram identificadas diferenças significativas entre as ETEs, com destaque para as duas de TS+FAN, que apresentaram concentrações efluentes na ordem de valores de esgotos brutos para matéria orgânica.
Eficiências de remoção das ETEs	Foram identificadas diferenças significativas entre as ETEs, sendo os resultados coerentes com as concentrações efluentes.	Foram identificadas diferenças significativas entre as ETEs. Foram observadas elevadas eficiências devido às elevadas concentrações afluentes.
Comparação estatística entre montante e jusante nos corpos receptores	De maneira geral, foram encontradas piores condições a jusante em relação à montante, sendo os resultados de certa forma associados aos desempenhos operacionais das ETEs durante o mesmo período.	Chama a atenção o caso de uma ETE que destina os efluentes tratados a uma propriedade rural e dois casos de corpos receptores secos durante todo o período. Nos casos onde foi possível a comparação, houve piores condições a jusante.
Violação aos padrões de qualidade dos corpos receptores	Foram observados elevados percentuais de violação a montante e a jusante dos lançamentos, com o destaque dos parâmetros DBO, OD, <i>E. coli</i> , N-amoniacal e P-total.	Os maiores percentuais de violação também foram dos parâmetros DBO, OD e <i>E. coli</i> . Não foi possível analisar os nutrientes.
Qualidade das águas das bacias	Foi identificada grande variabilidade da qualidade das águas na bacia, sendo as estações de monitoramento próximas de centros urbanos, principalmente em regiões mais adensadas, com as piores condições identificadas.	Com exceção de uma estação de monitoramento do IGAM, as demais apresentaram boa qualidade das águas com relação aos parâmetros do IQA. No entanto, são apenas 8 estações, o que pode não ser representativo para a qualidade da água de toda a bacia.

## 6 CONCLUSÕES

A partir das diversas análises realizadas nos dados de monitoramento dos afluentes e dos efluentes de ETEs operando em escala real nas bacias do rio das Velhas e dos rios Jequitaiá e Pacuí, foi possível conhecer a realidade vivenciada pelos sistemas durante o período de estudo. Foram identificadas diferenças significativas no desempenho operacional entre as estações de tratamento, e em alguns casos, diferenças entre o esperado conforme indicado na literatura para as tecnologias empregadas e o observado nos anos de monitoramento. Os resultados encontrados no presente estudo não podem ser generalizados para todas as ETEs de mesmos portes e tipologias de tratamento, uma vez que, devido às dificuldades de projeto e de operação possivelmente experimentadas por algumas ETEs, as estações podem alcançar desempenhos inferiores ao potencial das tecnologias de tratamento empregadas.

A pesquisa apresentou um avanço ao analisar os corpos receptores das ETEs, que não são avaliados em conjunto na maioria dos estudos de desempenho operacional de sistemas de tratamento em escala real. Como no Brasil a prática usual é o lançamento em corpos hídricos, é importante garantir o objetivo de minimizar o impacto do lançamento de esgotos brutos com o tratamento. No entanto, em diversos casos foram identificadas piores condições a jusante em comparação com montante, com aumento no percentual de violação aos padrões de qualidade de água devido ao lançamento de efluentes tratados nas duas bacias. Além disso, na análise dos dados de monitoramento do IGAM, foram identificadas variações espaciais na qualidade das águas das duas bacias, com a ressalva de que a bacia do rio das Velhas conta com uma maior densidade de estações de monitoramento, o que permite um melhor conhecimento sobre as condições de seus corpos hídricos.

Apesar do maior desenvolvimento econômico na bacia do rio das Velhas, foram identificadas ETEs ineficientes. Alguns problemas como sobrecarga hidráulica e instabilidade comprometeram a qualidade do efluente final em alguns sistemas. Com isso, houve um comprometimento na qualidade dos corpos receptores, principalmente em termos de matéria orgânica, indicadores de organismos patogênicos e nutrientes.

Na bacia dos rios Jequitaiá e Pacuí, alguns problemas como corpos receptores intermitentes, monitoramento menos frequente e menor número de dados foram observados. As ETEs que empregam processos simplificados de tanques sépticos seguidos de filtros anaeróbios

apresentaram qualidade do efluente tratado similar ao usual para esgotos domésticos brutos. Houve um comprometimento na qualidade das águas dos corpos receptores da bacia, principalmente em termos de matéria orgânica e indicadores de organismos patogênicos.

## 7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Levantar informações sobre os distritos dos municípios, e não apenas a sede urbana das localidades.
- Analisar fatores operacionais das ETEs e relacioná-los com o desempenho operacional dos sistemas.
- Obter uma maior série histórica de dados e realizar uma análise de tendência temporal para verificar se há alguma tendência de aumento ou redução ao longo do tempo nas concentrações dos esgotos brutos e tratados e dos corpos receptores a montante e a jusante.
- Obter dados de etapas intermediárias dos processos para analisar o desempenho operacional de cada unidade das ETEs. Por exemplo, em uma ETE de UASB+pós-tratamento, analisar o efluente do UASB (afluente ao pós-tratamento).
- Obter dados de vazão dos corpos receptores, a fim de calcular a razão de diluição e a capacidade de assimilação dos efluentes desses corpos hídricos.
- Obter dados de vazão dos corpos receptores e dos cursos hídricos monitorados pelo IGAM, a fim de calcular a carga dos contaminantes, e não avaliar apenas as concentrações dos parâmetros de qualidade das águas.
- Realizar estudos de autodepuração dos corpos receptores das bacias.
- Analisar o uso e ocupação do solo nas bacias em estudo para identificar outras fontes de poluição, tanto pontuais quanto difusas.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. *Atlas Brasil - Abastecimento urbano de água: Resultados por estado – Volume 2*. Brasília: ANA, 2010, 92p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. *Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília: ANA, 2017a, 92p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. *Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas*, 2017b. Disponível em: <<http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/atlas-esgotos>>. Acesso em: 11 mai. 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras – Edição especial*. Brasília: ANA, 2015. 163p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil – 2013*. Brasília: ANA, 2013. 432p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. *Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil*. Brasília: ANA, 2012. 264p.
- AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D.; REALI, M. A. P.; PENETRA, R.; FLORENCIO, L.; SOBRINHO, P. A. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de flotação. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, 2001.
- ALDERSON, M. P.; SANTOS, A. B.; MOTA FILHO, C. R. Reliability analysis of low-cost, full-scale domestic wastewater treatment plants for reuse in aquaculture and agriculture. *Ecological Engineering*, v. 82, p. 6-14, 2015.
- ALMEIDA, P. G. S.; RIBEIRO, T. B.; SILVA, B. S.; AZEVEDO, L. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 6: Qualidade do efluente. *Notas técnicas Revista DAE*, v. 66, n. 214, p. 90-108, 2018.
- BARJOVEANU, G.; COJOCARIU, C.; ROBU, B.; TEODOSIU, C. Integrated assessment of wastewater treatment plants for sustainable river basin management. *Environmental Engineering and Management Journal*, v. 9, n. 9, p. 1251-1258, 2010.
- BATEGANYA, N. L.; NAKALANZI, D.; BABU, M.; HEIN, T. Buffering municipal wastewater pollution using urban wetlands in sub-Saharan Africa: a case of Masaka municipality, Uganda. *Environmental Technology*, v. 36, n. 17, p. 2149-2160, 2015.
- BAYO, J.; LÓPEZ-CASTELLANOS, J. Principal factor and hierarchical cluster analyses for the performance assessment of an urban wastewater treatment plant in the Southeast of Spain. *Chemosphere*, v. 155, p. 152-162, 2016.
- BICUDO, C. E. M.; NOBRE, C. A.; TUCCI, C.; DALBERSON, D.; ASSAD, E.; BARBOSA, F.; KELMAN, J.; TUNDISI, J. G.; MARENGO, J.; ROSA, L. P.; SELUCHI, M.; PORTO, M.; NUCCI, N. L. R.; AZEVEDO, S. ; SOARES, S. A.; CIMINELLI, V. Carta de São Paulo. Recursos hídricos no Sudeste: segurança, soluções, impactos e riscos. *Revista USP*, n. 106, p. 11-20, 2015.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. *Numerical Ecology with R*. Baltimore: Springer, 2011, 306p.

- BRESSANI-RIBEIRO, T.; ALMEIDA, P. G. S.; VOLCKE, E. I. P.; CHERNICHARO, C. A. L. Trickling filters following anaerobic sewage treatment: state of the art and perspectives. *Environmental Science: Water Research & Technology*, v. 4, n. 11, p. 1721-1738, 2018.
- CALAZANS, G. M.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P.; PERINI, A. F.; OLIVEIRA, S. C. Using multivariate techniques as a strategy to guide optimization projects for the surface water quality network monitoring in the Velhas river basin, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 12, p. 2-15, 2018.
- CAREY, R. O.; MIGLIACCIO, K. W. Contribution of wastewater treatment plants effluents to nutrient dynamics in aquatic system: a review. *Environmental Management*, v. 44, n. 2, p. 205-217, 2009.
- CHAVES, V. S.; SCHNEIDER, E. H. M.; LIMA, A. S. P.; MENDONÇA, L. C. Desempenho das estações de tratamento do esgoto de Aracaju. *Revista DAE*, v. 66, n. 209, p. 51-58, 2018.
- CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016, v. 5, 380p.
- CHERNICHARO, C. A. L.; RIBEIRO, T. B.; GARCIA, G. B.; LERMONTOV, A.; PLATZER, C. J.; POSSETTI, G. R. C.; ROSSETO, M. A. L. L. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. *Revista DAE*, v. 66, n. 213, p. 5-19, 2018.
- CHMIELOWSKI, K.; BUGAJSKI, P. M.; KACZOR, G. Effects of precipitation on the amount and quality of raw sewage entering a sewage treatment plant in Wodzisław Śląski. *Journal of Water and Land Development*, v. 34, n. 1, p. 85-93, 2017.
- COLLIVIGNARELLI, M. C.; BERTANZA, G.; ABBÀ, A.; DAMIANI, S. Process auditing and performance improvement in a mixed wastewater-aqueous waste treatment plant. *Water Science & Technology*, v. 77, n. 4, p. 891-898, 2018.
- COLMENAREJO, M. F.; RUBIO, A.; SÁNCHEZ, E.; VICENTE, J.; GARCÍA, M. G.; BORJA, R. Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different technologies at Las Rozas, Madrid (Spain). *Journal of Environmental Management*, v. 81, n. 4, p. 399-404, 2006.
- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS – CBH RIO DAS VELHAS. *A bacia hidrográfica do rio das Velhas*, s.d. Disponível em: <<http://cbhvelhas.org.br/a-bacia-hidrografica-do-rio-das-velhas/>>. Acesso em: 30 nov. 2019.
- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS – CBH RIO DAS VELHAS. *Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas: Resumo Executivo*. Belo Horizonte: CBH RIO DAS VELHAS, 2015. 233p.
- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO – CBHSF; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. *Plano Decenal dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica – PBHSF. Módulo 1: Resumo Executivo*. Salvador: CBHSF; ANA, 2004, 319p.
- COMITÊ DE BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ – CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ. *Plano Diretor de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos rios Jequitaí, Pacuí e Trechos do Rio São Francisco: Relatório Final*. CBH RIOS JEQUITAÍ E PACUÍ, 2010. 710p.
- CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM; CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS – CERH. *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n. 01, de 05 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: COPAM; CERH, 2008.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM. *Deliberação Normativa COPAM-MG* n. 217, de 06 de dezembro de 2017. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, bem como os critérios locais a serem utilizados para definição das modalidades de licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais no Estado de Minas Gerais e dá providências. Belo Horizonte: COPAM, 2017.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS – CERH. *Deliberação Normativa CERH-MG* n. 36, de 23 de dezembro de 2010. Padroniza a utilização dos nomes, siglas e códigos das Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH) do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: CERH, 2010.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. *Resolução CONAMA* n. 357, de 18 de março de 2005. 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. Brasília: CONAMA, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. *Resolução CONAMA* 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. Brasília: CONAMA, 2011.

CORAUCCI FILHO, B.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; SOUSA, J. T.; NOUR, E. A. A.; FIGUEIREDO, R. F. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo. *In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.* Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, 2001.

CORAUCCI FILHO, B.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; NOUR, E. A.; ANDREOLI, F. N. A.; SOUZA, H. N.; MONTEGGIA, L. O.; VON SPERLING, M.; LUCAS FILHO, M.; AISSE, M. M.; FIGUEIREDO, R. F.; STEFANUTTI, R. Tecnologia do tratamento de águas residuais no solo: infiltração rápida, irrigação e escoamento superficial. *In: CAMPOS, J. R. (coordenador). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.* 1. ed. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 1999. p. 357-407.

COSTA, E. P.; PINTO, C. C.; SOARES, A. L. C.; MELO, L. D. V.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Francisco River Basin, the third largest in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 11, p. 1-16, 2017.

DANTAS, M. S.; OLIVEIRA, J. C.; PINTO, C. C.; OLIVEIRA, S. C. Impact of fecal contamination on surface water quality in the São Francisco River hydrographic basin in Minas Gerais, Brazil. *Journal of Water and Health*, doi: 10.2166/wh.2019.153, 2019.

DRURY, B.; ROSI-MARSHALL, E.; KELLY, J. J. Wastewater treatment effluent reduces the abundance and diversity of benthic bacterial communities in urban and suburban rivers. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 79, n. 6, p. 1897-1905, 2013.

EBRAHIMI, M.; GERBER, E. L.; ROCKAWAY, T. D. Temporal performance assessment of wastewater treatment plants by using multivariate statistical analysis. *Journal of Environmental Management*, v. 193, p. 234-246, 2017.

EKKA, S. A.; HAGGARD, B. E.; MATLOCK, M. D.; CHAUBEY, I. Dissolved phosphorus concentrations and sediment interactions in effluent-dominated Ozark streams. *Ecological Engineering*, v. 26, n. 4, p. 375-391, 2006.

ESPINOSA, M. F. *Avaliação do desempenho e da influência das condições ambientais e operacionais de lagoas de estabilização, com base em um banco de dados internacionais*. 2016. 151p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

ESPINOSA, M. F.; VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E. Performance evaluation of 388 full-scale waste stabilization pond systems with seven different configurations. *Water Science & Technology*, v. 75, n. 4, p. 916-927, 2016.

GILBERT, R. O. *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1987, 320p.

GUTIERREZ, K. G. *Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida*. 2014. 115p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

HAIR JR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. *Análise multivariada de dados*. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009, 688p.

HELSEL, D.R., HIRSCH, R.M. *Statistical methods in water resources*. Techniques of Water Resources Investigations Series, Book 4, chapter A3, US Geological Survey, 2002, 510p. Disponível em: <<https://pubs.usgs.gov/twri/twri4a3/pdf/twri4a3-new.pdf>>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE: *Censo Demográfico 2010*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Produto Interno Bruto - PIB*, 2016. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/explica/pib.php>>. Acesso em: 12 nov. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Tabela 898 – Internações hospitalares por doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado, total e segundo as categorias de doenças. SIDRA. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável - Edição 2017*, 2017. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/898>>. Acesso em: 27 ago. 2019.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. *2º Relatório de Gestão e Situação dos Recursos Hídricos em Minas Gerais*. Belo Horizonte: IGAM, 2014a. 259p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. *Avaliação da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2017: Resumo Executivo anual*. Belo Horizonte: IGAM, 2018. 189p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. *Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2013: Resumo Executivo*. Belo Horizonte: IGAM, 2014b. 68p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. *Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2014: Resumo Executivo*. Belo Horizonte: IGAM, 2015. 175p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. *Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2015: Resumo Executivo*. Belo Horizonte: IGAM, 2016. 179p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. *Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2016: Resumo Executivo*. Belo Horizonte: IGAM, 2017. 172p.

ISMAIL A. H. Cluster analysis of some ecological properties in Al-Rustamiyah wastewater treatment plant 3rd expansion at Baghdad city, Iraq through (2006-2011). *Journal of Kerbala University*, v. 11, n. 1, p. 195-203, 2013.

JARDIM, B. F. M. *Variação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da bacia do rio das Velhas-MG e sua associação com as florações de cianobactérias*. 2011. 113p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

KHUDAIR, B. H.; JASIM, S. A. Performance evaluation of sequencing batch reactor and conventional wastewater treatment plant based on reliability assessment. *Journal of Engineering*, v. 23, n. 11, p. 105-120, 2017.

KUMAR, A. Y.; REDDY, M. V. Assessment of seasonal effects of municipal sewage pollution on the water quality of an urban canal – a case study of the Buckingham canal at Kalpakkam (India): NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>, BOD, COD and DO. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 157, n. 1-4, p. 223-234, 2009.

LEITE, M. E.; ALMEIDA, M. I. S.; VELOSO, G. A.; FERREIRA, M. F. F. Sensoriamento remoto aplicado ao mapeamento da dinâmica do uso do solo na bacia do rio Pacuí, no norte de Minas Gerais, nos anos de 1989, 1999 e 2009. *Revista do Departamento de Geografia - USP*, v. 21, p. 217-231, 2012.

LEITE, M. R.; FERREIRA, E. J.; LEITE, M. E.; NOBRE, B. A.; ROCHA, A. M. Desmatamento nos municípios da bacia do rio Pacuí. *Revista Desenvolvimento Social – Universidade Estadual de Montes Claros*, v. 01, n. 12, p. 29-40, 2014.

LEONEL, L. F. *Desempenho de estações de tratamento de esgoto – uma análise de sistemas de lagoas de estabilização de pequeno e médio porte integrada à avaliação da qualidade dos corpos hídricos na UGRHI 12 – Baixo Pardo/Grande*. 2016. 206p. Dissertação (Mestrado). Departamento de Hidráulica e Saneamento – SHS, Universidade de São Paulo, São Carlos.

LIU, Y.; PAN, Y.; SUN, Z.; HUANG, D. Statistical monitoring of wastewater treatment plants using variational Bayesian PCA. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, v. 53, n. 8, p. 3272-3282, 2014.

MELO, L. D. V. *Avaliação estatística de desempenho de estações de tratamento de água, em função da tecnologia, do porte e do tipo de manancial*. 2019. 168p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. 5. ed. New York: Metcalf & Eddy, Inc., 2014, 2018p.

MINGOTI, S. A. *Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005, 297p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Lei n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento

de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília: MMA, 1997.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Lei n. 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília: MMA, 2007.

MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY. Wastewater Treatment Technology. 242p. 1997.

MOMBA, M.; SIBEWU, M. The impact of inadequate wastewater treatment on the receiving water bodies – case study: Buffalo City and Nkokonbe municipalities of the Eastern Cape Province. *Water SA*, v. 32, n. 5, p. 687-692, 2009.

MONTEIRO, C. R. L. *Análise da eficiência e confiabilidade em 56 estações de tratamento de esgotos localizadas na Região Metropolitana de Fortaleza*. 2009. 77p. Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental - DEHA, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

MUSTAPHA, M. A.; MANAN, Z. A.; ALWI, S. R. W. A new quantitative overall environmental performance indicator for a wastewater treatment plant. *Journal of Cleaner Production*, v. 167, p. 815-823, 2017.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. *Hidrologia Estatística*. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.

NANDY, T.; KAUL, S. N.; SHASTRY, S. Upgrading a paper industry effluent treatment plant for capacity expansion with recourse to recycling effluent. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 34, n. 3, p. 209-228, 2002.

NEGWAMBA, T.; DINKA, M. O. Assessing the performance of Trichardt Wastewater Treatment Plant (South Africa). *Physics and Chemistry of the Earth*, 10.1016/j.pce.2019.05.004, 2019.

NIKU, S.; SCHROEDER, E. D.; SAMANIEGO, F. J.; Performance of activated sludge process and reliability-based design. *Water Pollution Control Federation*, v. 51, n. 12, p. 2841-2857, 1979.

NIKU, S.; SCHROEDER, E. D.; TCHOBANOGLIOUS, G.; SAMANIEGO, F. J. Performance of activated sludge processes: reliability, stability and variability. Project Summary. *United States Environmental Protection Agency (USEPA)*, Cincinnati, USEPA – 600/S2 – 81 - 227, 1981.

NONATO, E. A.; VIOLA, Z. G. G.; ALMEIDA, K. C. B.; SCHOR, H. H. Tratamento estatístico dos parâmetros da qualidade das águas da bacia do Alto curso do rio das Velhas. *Química Nova*, v. 30, n. 4, p. 797-804, 2007.

NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; GÜERECÁ, L. P.; HERNÁNDEZ-PADILLA, F. Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. *Clean – Soil, Air, Water*, v. 40, n. 9, p. 926-932, 2012.

OLIVEIRA, S. C.; SOUKI, I.; VON SPERLING, M. Lognormal behaviour of untreated and treated wastewater constituents. *Water Science & Technology*, v. 65, n. 4, p. 596-603, 2012.

- OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 4, p. 389-398, 2007.
- OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Medida de tendência central mais adequada para dados de monitoramento de estações de tratamento de esgotos. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 25, 2009, Recife, Brasil: ABES, 2009b.
- OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, v. 1, n. 1, p. 37-56, 2011.
- OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of UASB reactor systems with and without post-treatment. *Water Science & Technology*, v. 59, n. 7, p. 1299-1306, 2009a.
- OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Reliability analysis of wastewater treatment plants. *Water Research*, v. 42, n. 4-5, p. 1182-1194, 2008.
- OLIVEIRA, S. M. A. C. *Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos*. 2006. 214p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 – Análise de desempenho. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005a.
- OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 2 – Influência de fatores de projeto e operação. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 4, p. 358-368, 2005b.
- OTT, W. R. *Environmental statistics and data analysis*. New York: Lewis Publishers, 1995, 313p.
- OUYANG, Y; NKEDI-KIZZA, P.; WU, Q. T.; SHINDE, D.; HUANG, C. H. Assessment of seasonal variations in surface water quality. *Water Research*, v. 40, p. 3800-3810, 2006.
- PEÑA, M. R.; MARA, D. D.; AVELLA, G. P. Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. *Water Research*, v. 40, n. 3, p. 445-452, 2006.
- PINTO, C. C.; ALMEIDA, K. B.; OLIVEIRA, S. C. Avaliação espacial da qualidade das águas da calha do rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Tchê Química*, v. 15, n. 30, p. 75-86, 2018.
- PINTO, C. C.; CALAZANS, G. M.; OLIVEIRA, S. C. Assessment of spatial variations in the surface water quality of the Velhas River Basin, Brazil, using multivariate statistical analysis and nonparametric statistics. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 3, p. 164-176, 2019.
- PINTO, C. C. *Importância da avaliação de dados de concentração e de carga de poluentes em bacias hidrográficas: exemplo da bacia do rio Verde*. 2016. 189p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- POPOVA, Y. A.; KEYWORTH, V. G.; HAGGARD, B. E.; STORM, D. E.; LYNCH, R. A.; PAYTON, M. E. Stream nutrient limitation and sediment interactions in the Eucha-Spavinaw Basin. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 61, n. 2, p. 105-115, 2006.

RIBEIRO, T. B. *Sistema UASB/FBP submetido a hidrograma típico de vazão: avaliação do uso de meio suporte baseado em espuma de poliuretano e operação sem decantadores secundários*. 2015. 157p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

ROCHELLE-NEWALL, E. F.; RIBOLZI, O.; VIGUIER, M.; THAMMAHACKSA, C.; SILVERA, N.; LATSACHACK, K.; DINH, P.; NAPORN, P.; SY, H. T.; SOULILEUTH, B.; HMAIMUM, N.; SISOUVANH, P.; ROBAIN, H.; JANEAU, J.; VALENTIN, C.; BOITHIAS, L.; PIERRET, A. Effect of land use and hydrological processes on *Escherichia coli* concentrations in streams of tropical, humid headwaters catchments. *Scientific reports*, v. 6, n. 1, 2016.

SANTOS, A. B. *Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos*. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2007, 206p.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software*, v. 22, n. 4, p. 464-475, 2007.

SILVA, C.; QUADROS, S.; RAMALHO, P.; ALEGRE, H.; ROSA, M. J. Translating removal efficiencies into operational performance indices of wastewater treatment plants. *Water Research*, v. 57, p. 202-214, 2014.

SILVA FILHO, P. A. *Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização*. 2007. 169p. Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

SILVA, L. A. C. *Identificação e avaliação de áreas potenciais de uso agrícola do lodo de estações de tratamento de esgoto sanitário nas bacias dos rios Velhas, Jequitai e Pacuí*. 2018. 140p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SILVEIRA, A. G. M. *Análise de eficiência e confiabilidade em sistemas de baixo custo de tratamento de esgotos do tipo lagoas de estabilização*. 2011. 109p. Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental - DEHA, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

SIMEONOV, V.; EINAX, J. W.; STANIMIROVA, I.; KRAFT, J. Environmetric modeling and interpretation of river water monitoring data. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, v. 374, n. 5, p. 898-905, 2002.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, Th. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, v. 37, p. 4119-4124, 2003.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) – a case study. *Water Research*, n. 38, p. 3980-3992, 2004.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2016*. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2018. 220p.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. *Série Histórica*. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>>. Acesso em: 24 jul. 2019.

SOARES, A. L. C. *Identificação dos corpos d'água mais impactados das bacias dos rios Piracicaba e Paraopeba e cálculo do risco relativo de violação aos limites preconizados pela legislação ambiental*. 2017. 152p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SUN, Y.; CHEN, Z.; WU, G.; WU, Q.; ZHANG, F.; NIU, Z.; HU, H. Characteristics of water quality of municipal wastewater treatment plants in China: implications for resources utilization and management. *Journal of Cleaner Production*, v. 131, p. 1-9, 2016.

TRINDADE, A. L. C.; ALMEIDA, K. C. B.; BARBOSA, P. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 1, p. 13-24, 2017.

TRINDADE, A. L. C. *Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do rio São Francisco*. 2013. 181p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

TSUTIYA, M. T. *Abastecimento de água*. 3. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006, 643p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. *Clean Watersheds Needs Survey 2012*, Report to Congress, EPA, 830-R-15005. Washington, DC: USEPA, 2016.

VERÓL, A. P.; VOLSCHAN JR., R. Inventário e análise de padrões de lançamento de esgotos sanitários: visão nacional e internacional. In: *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2007, São Paulo, Brasil: ABRH, 2007.

VON SPERLING, M. Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamentos de efluentes líquidos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 3, n. 1, p. 111-132, 1998.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. *Urban Water*, v. 4, n. 1, p. 105-114, 2002.

VON SPERLING, M. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014b, v. 7, 592p.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014a, v. 1, 472p.

VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 2002, v. 3, 196p.

VON SPERLING, M. *Lodos ativados*. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2012, v. 4, 428p.

VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, S. C. Comparative performance evaluation of full-scale anaerobic and aerobic wastewater treatment processes in Brazil. *Water Science & Technology*, v. 59, n. 1, p. 15-22, 2009.

WASER, M. J.; TUMBER, V.; HOLM, J. Effluent-dominated streams. Part 1: Presence and effects of excess nitrogen and phosphorus in Wascana Creek, Saskatchewan, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 30, n. 2, p. 496-507, 2011.

WIGGINTON, N. S. Downstream discharge. *Science*, v. 339, n. 6119, p. 490-490, 2013.

WU, M-L.; WANG, Y-S.; SUN, C-C.; WANG, H.; DONG, J-D.; HAN, S-H. Identification of anthropogenic effects and seasonality on water quality in Daya Bay, South China Sea. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 10, p. 3082-3090, 2009.

ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*. 5. ed. New Jersey: Prentice-Hall, Inc., 2010, 944p.

ZHANG, X.; WANG, Q.; LIU, Y.; WU, J.; YU, M. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, n. 173, p. 17-27, 2011.

## APÊNDICE I

**Tabela I.1** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-4A-G-LAC

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	59	59	59	59	58	59	-	58	59
	Média aritmética	271	598	284	6,2	5,40E+08	32	-	5,9	7,4
	Média geométrica	268	589	281	6,0	2,00E+08	31	-	5,8	7,4
	Mediana	278	596	285	5,8	1,81E+08	33	-	5,6	7,4
	Percentil 25%	237	527	249	4,9	7,43E+07	28	-	5,0	7,3
	Percentil 75%	298	674	318	6,9	6,87E+08	35	-	6,5	7,5
	Desvio padrão	36	102	47	1,8	1,04E+09	6	-	1,4	0,2
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	0	1	1	3	4	1	-	1	1
	% outliers	0%	2%	2%	5%	7%	2%	-	2%	2%
<b>Efluente</b>	N	59	59	59	59	58	59	57	58	59
	Média aritmética	33	85	46	1,2	8,08E+05	10	2,5	2,4	7,1
	Média geométrica	28	72	34	-	2,90E+05	6	0,9	1,7	7,1
	Mediana	26	62	30	0,2	3,27E+05	7	0,8	2,1	7,1
	Percentil 25%	20	52	17	0,1	1,08E+05	2	0,3	0,8	6,9
	Percentil 75%	41	97	67	1,0	1,12E+06	16	3,6	3,5	7,2
	Desvio padrão	22	65	38	2,6	1,26E+06	10	3,4	1,9	0,2
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	3	5	2	9	5	1	5	1	1
	% outliers	5%	8%	3%	15%	9%	2%	9%	2%	2%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	59	58	58	59	58	59	-	58	-
	Média aritmética	88	86	84	82	99,497	68	-	60	-
	Média geométrica	87	85	82	-	99,490	-	-	-	-
	Mediana	91	89	90	97	99,859	80	-	70	-
	Percentil 25%	84	84	76	87	99,581	45	-	41	-
	Percentil 75%	93	91	94	98	99,946	92	-	84	-
	Desvio padrão	8	9	13	34	1,176	28	-	30	-

**Tabela I.2 - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-4D-G-UASB+FBP**

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacoal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	60	60	60	60	56	60	-	60	60
	Média aritmética	271	600	305	6,3	8,91E+08	34	-	5,8	7,2
	Média geométrica	268	593	294	6,2	1,55E+08	33	-	5,5	7,2
	Mediana	270	586	273	6,0	2,04E+08	32	-	5,8	7,3
	Percentil 25%	241	527	253	5,6	2,68E+07	27	-	4,8	7,2
	Percentil 75%	297	675	327	6,8	8,41E+08	39	-	6,4	7,3
	Desvio padrão	43	98	95	0,9	2,94E+09	10	-	1,8	0,1
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	1	0	6	1	5	1	-	6	6
	% outliers	2%	0%	10%	2%	9%	2%	-	10%	10%
<b>Efluente</b>	N	60	60	60	60	57	60	55	60	60
	Média aritmética	31	88	32	0,2	3,52E+06	36	4,2	3,9	7,4
	Média geométrica	31	86	31	0,2	1,70E+06	33	-	3,5	7,4
	Mediana	31	84	32	0,2	1,78E+06	33	3,2	4,0	7,4
	Percentil 25%	28	77	27	0,1	8,20E+05	28	1,5	3,3	7,2
	Percentil 75%	35	98	35	0,2	3,26E+06	46	4,2	4,6	7,7
	Desvio padrão	5	20	8	0,1	8,89E+06	12	5,0	1,2	0,2
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	1	2	2	3	3	0	6	2	0
	% outliers	2%	3%	3%	5%	5%	0%	11%	3%	0%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	60	60	60	60	56	60	-	60	-
	Média aritmética	88	85	89	97	96,631	-4	-	30	-
	Média geométrica	88	85	89	97	96,506	-	-	-	-
	Mediana	88	85	89	97	98,886	-5	-	29	-
	Percentil 25%	87	83	88	96	94,268	-11	-	19	-
	Percentil 75%	90	88	90	99	99,773	2	-	38	-
	Desvio padrão	2	3	3	2	4,700	18	-	22	-

**Tabela I.3** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-4E-P-UASB

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	60	59	60	54	56	58	-	58	54
	Média aritmética	446	980	336	7,0	6,60E+08	40	-	8,2	7,5
	Média geométrica	432	953	305	6,5	1,90E+08	38	-	7,8	7,4
	Mediana	447	917	316	6,1	1,88E+08	36	-	8,0	7,5
	Percentil 25%	371	797	247	5,1	7,45E+07	31	-	6,9	7,1
	Percentil 75%	494	1150	394	7,9	5,04E+08	47	-	9,1	7,9
	Desvio padrão	101	229	142	2,8	1,47E+09	16	-	2,6	0,5
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	1	0	5	4	8	2	-	6	0
	% outliers	2%	0%	8%	7%	14%	3%	-	10%	0%
<b>Efluente</b>	N	60	60	60	54	55	58	59	59	54
	Média aritmética	83	274	115	1,3	1,19E+07	56	1,2	7,3	6,9
	Média geométrica	73	245	83	0,7	6,55E+06	55	0,3	7,2	6,9
	Mediana	68	243	98	0,8	6,77E+06	56	0,4	7,5	6,9
	Percentil 25%	57	184	45	0,3	3,13E+06	49	0,2	6,1	6,5
	Percentil 75%	93	324	144	1,6	1,05E+07	62	0,9	8,3	7,3
	Desvio padrão	50	134	94	1,3	2,02E+07	10	3,4	1,4	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	5	4	2	5	5	0	6	0	0
	% outliers	8%	7%	3%	9%	9%	0%	10%	0%	0%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	60	59	60	54	55	58	-	58	-
	Média aritmética	81	71	63	81	87,329	-58	-	1	-
	Média geométrica	81	70	-	77	-	-	-	-	-
	Mediana	84	76	71	87	97,291	-39	-	9	-
	Percentil 25%	79	67	57	79	88,401	-72	-	-3	-
	Percentil 75%	87	79	84	95	98,926	-17	-	23	-
	Desvio padrão	9	12	32	20	25,121	77	-	51	-

**Tabela I.4** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-7-8-P-LAN+LF

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	60	59	60	60	29	12	-	12	60
	Média aritmética	414	929	478	5,1	3,08E+09	72	-	11,3	7,2
	Média geométrica	375	860	426	5,0	2,27E+08	70	-	10,4	7,2
	Mediana	393	854	422	5,1	2,46E+08	73	-	9,5	7,2
	Percentil 25%	298	765	329	4,6	6,22E+07	65	-	9,1	7,1
	Percentil 75%	460	1088	527	5,5	9,08E+08	78	-	11,7	7,2
	Desvio padrão	205	373	324	0,7	7,99E+09	16	-	5,4	0,2
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N <i>outliers</i>	4	6	3	1	6	2	-	3	4
	% <i>outliers</i>	7%	10%	5%	2%	21%	17%	-	25%	7%
<b>Efluente</b>	N	60	59	60	60	29	12	12	12	60
	Média aritmética	69	214	107	0,1	2,90E+05	32	0,7	6,3	7,6
	Média geométrica	56	199	97	0,1	6,44E+04	28	0,4	6,0	7,6
	Mediana	54	204	91	0,1	5,21E+04	30	0,5	6,5	7,7
	Percentil 25%	36	158	75	0,1	2,43E+04	23	0,2	4,2	7,5
	Percentil 75%	102	266	134	0,1	1,10E+05	46	1,0	7,2	7,8
	Desvio padrão	45	81	49	0,0	8,72E+05	16	0,6	2,0	0,2
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N <i>outliers</i>	1	1	2	5	4	0	0	0	1
	% <i>outliers</i>	2%	2%	3%	8%	14%	0%	0%	0%	2%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	60	59	60	60	29	12	-	12	-
	Média aritmética	81	74	73	98	99,021	55	-	41	-
	Média geométrica	79	73	69	98	98,982	51	-	37	-
	Mediana	85	76	78	98	99,975	55	-	41	-
	Percentil 25%	74	67	65	98	99,930	40	-	27	-
	Percentil 75%	91	83	85	98	99,996	68	-	56	-
	Desvio padrão	14	12	17	1	2,744	21	-	16	-

**Tabela I.5** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-9-P-LF+LM

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	60	60	60	60	30	12	-	12	60
	Média aritmética	392	831	334	9,6	5,32E+08	105	-	11,9	7,8
	Média geométrica	378	806	317	9,1	1,17E+08	104	-	11,4	7,8
	Mediana	385	794	326	9,2	1,41E+08	102	-	11,1	7,9
	Percentil 25%	333	666	274	8,3	2,11E+07	96	-	9,7	7,7
	Percentil 75%	453	946	394	10,8	4,84E+08	109	-	14,6	8,0
	Desvio padrão	106	213	103	2,3	1,40E+09	20	-	3,4	0,5
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	3	2	1	2	2	3	-	0	8
	% outliers	5%	3%	2%	3%	7%	25%	-	0%	13%
<b>Efluente</b>	N	60	60	60	60	30	12	12	12	60
	Média aritmética	73	303	131	0,1	8,17E+04	24	3,9	6,7	8,1
	Média geométrica	61	280	107	-	1,47E+04	22	0,7	6,3	8,1
	Mediana	63	283	122	0,1	1,09E+04	26	0,8	6,6	8,1
	Percentil 25%	43	227	93	0,1	3,45E+03	19	0,1	4,7	8,0
	Percentil 75%	92	377	167	0,1	7,27E+04	29	3,9	7,9	8,2
	Desvio padrão	45	115	68	0,1	1,58E+05	9	7,2	2,2	0,3
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	3	1	1	14	4	0	2	0	7
	% outliers	5%	2%	2%	23%	13%	0%	17%	0%	12%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	60	59	59	60	30	12	-	12	-
	Média aritmética	80	62	58	98	99,916	77	-	43	-
	Média geométrica	79	60	50	97	99,916	76	-	41	-
	Mediana	83	63	64	99	99,987	78	-	40	-
	Percentil 25%	76	53	45	99	99,930	70	-	34	-
	Percentil 75%	89	74	73	99	99,997	81	-	56	-
	Desvio padrão	13	14	23	8	0,204	9	-	13	-

**Tabela I.6** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-12-P-UASB+LF+LM

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	29	29	-	29	-	-	-	-	-
	Média aritmética	296	575	-	5,2	-	-	-	-	-
	Média geométrica	273	545	-	4,9	-	-	-	-	-
	Mediana	256	523	-	5,0	-	-	-	-	-
	Percentil 25%	220	456	-	4,5	-	-	-	-	-
	Percentil 75%	300	650	-	5,9	-	-	-	-	-
	Desvio padrão	158	233	-	1,7	-	-	-	-	-
	% de censurados	0%	0%	-	0%	-	-	-	-	-
	N <i>outliers</i>	3	1	-	4	-	-	-	-	-
	% <i>outliers</i>	10%	3%	-	14%	-	-	-	-	-
<b>Efluente</b>	N	29	29	-	29	29	10	8	9	29
	Média aritmética	60	120	-	0,2	5,28E+04	16	1,2	3,8	8,1
	Média geométrica	54	115	-	0,2	5,37E+03	12	1,0	3,7	8,1
	Mediana	55	114	-	0,2	3,14E+03	10	0,8	3,9	8,2
	Percentil 25%	43	93	-	0,1	8,92E+02	7	0,5	3,2	7,7
	Percentil 75%	59	130	-	0,2	2,80E+04	30	2,0	4,2	8,6
	Desvio padrão	33	36	-	0,1	1,08E+05	13	1,0	0,8	0,6
	% de censurados	0%	0%	-	3%	0%	0%	38%	0%	0%
	N <i>outliers</i>	3	2	-	3	7	0	0	0	0
	% <i>outliers</i>	10%	7%	-	10%	24%	0%	0%	0%	0%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	29	29	-	29	-	-	-	-	-
	Média aritmética	80	78	-	96	-	-	-	-	-
	Média geométrica	79	78	-	96	-	-	-	-	-
	Mediana	80	79	-	97	-	-	-	-	-
	Percentil 25%	77	76	-	95	-	-	-	-	-
	Percentil 75%	83	82	-	98	-	-	-	-	-
	Desvio padrão	5	5	-	2	-	-	-	-	-

**Tabela I.7 - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-13-M-UASB+FBP**

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	27	27	-	27	-	-	-	-	-
	Média aritmética	315	628	-	5,9	-	-	-	-	-
	Média geométrica	289	578	-	5,7	-	-	-	-	-
	Mediana	268	560	-	6,0	-	-	-	-	-
	Percentil 25%	243	483	-	4,5	-	-	-	-	-
	Percentil 75%	307	632	-	7,3	-	-	-	-	-
	Desvio padrão	163	333	-	1,6	-	-	-	-	-
	% de censurados	0%	0%	-	0%	-	-	-	-	-
	N outliers	3	3	-	0	-	-	-	-	-
	% outliers	11%	11%	-	0%	-	-	-	-	-
<b>Efluente</b>	N	27	27	-	27	27	9	8	9	27
	Média aritmética	74	145	-	0,7	2,89E+06	50	0,7	8,0	7,5
	Média geométrica	66	134	-	0,4	8,89E+05	29	0,6	7,6	7,5
	Mediana	63	131	-	0,3	4,70E+05	66	0,5	8,2	7,5
	Percentil 25%	52	107	-	0,2	2,42E+05	10	0,5	6,6	7,4
	Percentil 75%	82	173	-	0,7	4,10E+06	86	0,7	10,1	7,7
	Desvio padrão	45	65	-	1,0	4,39E+06	39	0,3	2,4	0,4
	% de censurados	0%	0%	-	0%	0%	0%	50%	0%	0%
	N outliers	3	1	-	2	2	0	1	0	0
	% outliers	11%	4%	-	7%	7%	0%	13%	0%	0%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	27	27	-	27	-	-	-	-	-
	Média aritmética	76	76	-	86	-	-	-	-	-
	Média geométrica	76	76	-	-	-	-	-	-	-
	Mediana	78	76	-	95	-	-	-	-	-
	Percentil 25%	72	71	-	87	-	-	-	-	-
	Percentil 75%	81	79	-	97	-	-	-	-	-
	Desvio padrão	8	6	-	26	-	-	-	-	-

**Tabela I.8** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-21A-M-LAP

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	60	60	60	60	30	12	-	12	60
	Média aritmética	189	433	192	3,2	9,48E+08	25	-	4,4	7,1
	Média geométrica	174	395	176	2,7	6,48E+07	22	-	3,7	7,1
	Mediana	198	437	184	2,7	2,05E+07	23	-	4,2	7,1
	Percentil 25%	129	310	135	2,4	4,80E+06	17	-	2,5	6,8
	Percentil 75%	236	580	238	2,9	1,01E+09	34	-	5,9	7,3
	Desvio padrão	68	165	82	3,4	2,09E+09	11	-	2,5	0,3
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	0	0	2	6	4	0	-	0	0
	% outliers	0%	0%	3%	10%	13%	0%	-	0%	0%
<b>Efluente</b>	N	60	60	60	60	30	12	12	12	60
	Média aritmética	44	121	41	0,1	1,07E+06	19	0,9	2,1	7,6
	Média geométrica	40	109	38	0,1	4,86E+05	17	0,4	1,8	7,6
	Mediana	40	111	39	0,1	5,52E+05	21	0,5	2,1	7,7
	Percentil 25%	31	87	28	0,1	2,65E+05	15	0,2	1,2	7,4
	Percentil 75%	52	154	50	0,1	1,28E+06	23	1,6	2,7	7,9
	Desvio padrão	21	55	17	0,0	1,81E+06	7	0,9	1,2	0,5
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	4	1	1	4	2	0	0	0	1
	% outliers	7%	2%	2%	7%	7%	0%	0%	0%	2%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	60	60	60	60	30	12	-	12	-
	Média aritmética	75	71	76	96	94,633	18	-	49	-
	Média geométrica	75	70	75	96	94,191	-	-	-	-
	Mediana	78	71	78	96	98,293	12	-	52	-
	Percentil 25%	70	62	70	96	95,238	0	-	41	-
	Percentil 75%	82	77	83	96	99,906	33	-	61	-
	Desvio padrão	10	10	11	2	8,693	23	-	21	-

**Tabela I.9 - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-21B-P-UASB+Flot**

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	59	60	60	60	31	12	-	12	59
	Média aritmética	290	635	254	5,7	8,08E+08	45	-	6,7	7,6
	Média geométrica	277	608	242	5,3	3,04E+08	44	-	6,0	7,6
	Mediana	298	649	253	5,5	3,65E+08	50	-	6,5	7,6
	Percentil 25%	235	539	214	4,4	7,27E+07	34	-	4,4	7,4
	Percentil 75%	339	746	300	6,4	1,41E+09	55	-	8,7	7,8
	Desvio padrão	76	168	74	2,5	9,87E+08	12	-	2,9	0,3
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	1	1	1	1	1	0	-	0	0
	% outliers	2%	2%	2%	2%	3%	0%	-	0%	0%
<b>Efluente</b>	N	58	59	59	60	30	12	12	12	60
	Média aritmética	117	288	155	2,7	1,06E+08	53	1,8	3,7	6,7
	Média geométrica	97	239	128	1,4	1,27E+07	51	0,5	2,7	6,7
	Mediana	101	234	128	1,5	4,35E+06	56	0,9	2,6	6,7
	Percentil 25%	68	131	84	0,5	1,52E+06	44	0,3	1,4	6,5
	Percentil 75%	170	410	204	4,6	1,35E+08	61	2,7	4,5	6,9
	Desvio padrão	66	170	92	2,7	1,68E+08	11	2,3	3,3	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	0	0	1	1	4	0	1	1	2
	% outliers	0%	0%	2%	2%	13%	0%	8%	8%	3%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	58	59	59	60	30	12	-	12	-
	Média aritmética	58	53	38	42	83,324	-18	-	47	-
	Média geométrica	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mediana	64	61	45	72	95,857	-17	-	56	-
	Percentil 25%	42	32	8	3	82,626	-19	-	42	-
	Percentil 75%	78	75	65	92	98,971	-9	-	71	-
	Desvio padrão	23	28	35	66	29,872	17	-	35	-

**Tabela I.10** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-25A-P-UASB+FBP

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	60	60	60	60	31	13	-	14	59
	Média aritmética	588	1232	475	6,1	1,45E+09	64	-	9,9	7,5
	Média geométrica	547	1149	337	5,6	3,43E+08	60	-	9,5	7,5
	Mediana	580	1229	355	5,2	4,10E+08	60	-	8,7	7,6
	Percentil 25%	505	1053	269	4,7	1,84E+08	51	-	8,3	7,3
	Percentil 75%	703	1389	426	5,7	1,41E+09	64	-	9,2	7,8
	Desvio padrão	197	422	930	3,6	2,99E+09	32	-	3,2	0,3
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	3	5	4	7	3	1	-	3	0
	% outliers	5%	8%	7%	12%	10%	8%	-	21%	0%
<b>Efluente</b>	N	60	60	60	60	31	13	14	14	60
	Média aritmética	147	413	147	0,9	1,10E+08	67	0,6	8,9	7,5
	Média geométrica	131	384	134	-	1,66E+07	66	0,2	8,7	7,5
	Mediana	131	401	138	0,6	9,58E+06	68	0,2	9,2	7,6
	Percentil 25%	103	327	101	0,1	4,11E+06	64	0,0	8,5	7,2
	Percentil 75%	167	495	180	1,1	1,39E+08	71	0,7	9,7	7,8
	Desvio padrão	72	147	67	1,3	2,04E+08	10	0,9	1,8	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	5	2	3	4	4	2	2	1	0
	% outliers	8%	3%	5%	7%	13%	15%	14%	7%	0%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	60	60	60	60	31	13	-	14	-
	Média aritmética	71	63	51	86	79,977	-15	-	5	-
	Média geométrica	-	-	-	85	-	-	-	-	-
	Mediana	78	69	60	90	94,498	-16	-	-2	-
	Percentil 25%	63	55	44	80	91,083	-32	-	-10	-
	Percentil 75%	83	75	69	98	98,883	-11	-	12	-
	Desvio padrão	22	20	38	14	45,097	28	-	23	-

**Tabela I.11** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-25B-P-UASB+FBP

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	60	60	60	60	30	14	-	14	60
	Média aritmética	213	479	172	6,8	2,30E+08	30	-	5,4	6,5
	Média geométrica	202	449	157	6,7	4,01E+07	30	-	5,3	6,5
	Mediana	214	453	160	6,8	1,89E+07	31	-	5,4	6,5
	Percentil 25%	167	339	124	6,2	8,42E+06	28	-	4,3	6,3
	Percentil 75%	250	647	201	7,7	3,25E+08	32	-	5,9	6,7
	Desvio padrão	67	166	77	0,9	3,87E+08	3	-	1,1	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	0	0	5	0	4	0	-	0	3
	% outliers	0%	0%	8%	0%	13%	0%	-	0%	5%
<b>Efluente</b>	N	60	60	60	57	30	14	13	14	54
	Média aritmética	58	181	61	0,7	9,28E+06	38	3,3	4,8	6,7
	Média geométrica	51	156	52	-	2,65E+06	38	0,8	4,6	6,6
	Mediana	48	171	51	0,6	3,95E+06	38	0,6	4,6	6,8
	Percentil 25%	36	108	34	0,4	1,05E+06	35	0,3	3,7	6,4
	Percentil 75%	81	249	78	0,9	7,70E+06	41	1,7	5,8	6,9
	Desvio padrão	28	94	36	0,3	1,80E+07	4	8,1	1,5	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	0	1	1	2	3	0	2	0	1
	% outliers	0%	2%	2%	4%	10%	0%	15%	0%	2%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	60	60	60	57	30	14	-	14	-
	Média aritmética	72	61	63	90	80,158	-28	-	9	-
	Média geométrica	70	-	60	90	-	-	-	-	-
	Mediana	74	63	64	91	89,238	-26	-	4	-
	Percentil 25%	63	54	54	88	83,121	-38	-	-9	-
	Percentil 75%	83	72	75	93	96,396	-18	-	25	-
	Desvio padrão	13	18	17	5	29,567	17	-	23	-

**Tabela I.12** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-32B-P-LF

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	59	58	59	58	30	11	-	11	55
	Média aritmética	293	547	263	3,2	7,44E+08	30	-	6,2	6,8
	Média geométrica	276	476	244	2,5	2,16E+08	30	-	6,0	6,8
	Mediana	287	550	234	2,4	3,28E+08	29	-	6,2	6,8
	Percentil 25%	214	409	176	1,8	8,16E+07	24	-	5,1	6,7
	Percentil 75%	366	735	316	3,0	5,79E+08	35	-	7,7	6,9
	Desvio padrão	104	271	118	4,0	1,79E+09	7	-	1,7	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	1	1	2	3	3	0	-	0	7
	% outliers	2%	2%	3%	5%	10%	0%	-	0%	13%
<b>Efluente</b>	N	59	59	59	53	30	11	11	11	55
	Média aritmética	55	213	124	0,0	2,69E+05	14	0,3	4,2	8,1
	Média geométrica	51	177	95	-	1,54E+05	14	0,2	4,0	8,1
	Mediana	53	242	134	0,0	1,55E+05	15	0,4	4,4	8,1
	Percentil 25%	40	116	77	0,0	9,32E+04	10	0,1	3,0	7,9
	Percentil 75%	67	291	165	0,1	2,95E+05	16	0,5	5,0	8,2
	Desvio padrão	19	100	71	0,1	3,03E+05	5	0,3	1,0	0,6
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	0	0	1	1	3	0	0	0	4
	% outliers	0%	0%	2%	2%	10%	0%	0%	0%	7%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	59	58	59	52	30	11	-	11	-
	Média aritmética	80	60	47	98	99,511	51	-	29	-
	Média geométrica	80	59	-	98	99,502	46	-	-	-
	Mediana	81	61	49	100	99,932	55	-	34	-
	Percentil 25%	77	50	24	96	99,835	43	-	15	-
	Percentil 75%	86	70	71	100	99,981	66	-	43	-
	Desvio padrão	7	14	36	5	1,347	18	-	21	-

**Tabela I.13** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-35A-P-UASB+Solo

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	57	57	57	60	30	13	-	13	60
	Média aritmética	378	782	389	6,2	5,51E+08	31	-	6,2	6,7
	Média geométrica	356	732	327	5,0	4,82E+07	29	-	5,9	6,7
	Mediana	356	785	318	5,9	3,49E+07	32	-	5,9	6,7
	Percentil 25%	284	576	206	3,0	9,34E+06	21	-	4,6	6,4
	Percentil 75%	420	925	474	7,8	4,35E+08	37	-	6,9	7,0
	Desvio padrão	140	320	246	3,7	1,47E+09	11	-	2,2	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	3	2	4	2	4	0	-	1	0
	% outliers	5%	4%	7%	3%	13%	0%	-	8%	0%
<b>Efluente</b>	N	55	55	55	60	30	13	13	13	60
	Média aritmética	13	54	38	0,1	5,79E+05	19	10,2	3,1	6,8
	Média geométrica	8	42	11	-	2,96E+04	8	7,5	2,7	6,8
	Mediana	6	37	10	0,1	2,42E+04	16	9,7	2,7	6,9
	Percentil 25%	4	27	4	0,0	5,20E+03	4	4,0	2,0	6,5
	Percentil 75%	14	67	26	0,1	2,42E+05	27	12,8	3,3	7,1
	Desvio padrão	16	44	107	0,2	2,35E+06	16	6,8	1,6	0,5
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	6	5	6	5	3	0	0	2	0
	% outliers	11%	9%	11%	8%	10%	0%	0%	15%	0%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	55	54	54	60	29	13	-	13	-
	Média aritmética	96	92	86	98	99,669	36	-	48	-
	Média geométrica	96	92	-	98	99,667	-	-	-	-
	Mediana	98	95	97	99	99,960	56	-	52	-
	Percentil 25%	96	91	91	98	99,730	34	-	35	-
	Percentil 75%	99	97	99	100	99,995	78	-	64	-
	Desvio padrão	5	7	37	4	0,611	62	-	23	-

**Tabela I.14** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-35B-P-UASB

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	59	60	60	60	30	12	-	12	60
	Média aritmética	457	1036	371	4,1	9,23E+08	60	-	9,2	7,3
	Média geométrica	445	997	339	3,7	3,39E+08	55	-	8,5	7,3
	Mediana	442	957	320	3,8	4,43E+08	65	-	8,5	7,2
	Percentil 25%	406	868	260	3,0	9,87E+07	49	-	6,9	7,1
	Percentil 75%	494	1139	398	4,5	9,81E+08	72	-	10,7	7,5
	Desvio padrão	108	303	200	2,9	1,63E+09	21	-	3,5	0,3
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N <i>outliers</i>	7	6	4	3	4	0	-	0	0
	% <i>outliers</i>	12%	10%	7%	5%	13%	0%	-	0%	0%
<b>Efluente</b>	N	59	60	60	60	30	12	10	12	59
	Média aritmética	64	224	68	0,2	1,70E+07	71	2,5	8,5	6,8
	Média geométrica	60	210	62	-	9,99E+06	66	0,8	7,5	6,8
	Mediana	57	211	63	0,1	1,02E+07	77	0,8	9,3	6,7
	Percentil 25%	47	170	45	0,1	5,75E+06	70	0,4	7,2	6,6
	Percentil 75%	69	272	90	0,3	1,30E+07	81	1,8	9,8	6,9
	Desvio padrão	31	87	28	0,1	3,08E+07	19	5,0	3,3	0,3
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N <i>outliers</i>	3	2	0	1	4	1	1	1	0
	% <i>outliers</i>	5%	3%	0%	2%	13%	8%	10%	8%	0%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	59	58	58	60	30	12	-	12	-
	Média aritmética	85	77	79	95	92,693	-24	-	8	-
	Média geométrica	85	76	79	95	91,560	-	-	-	-
	Mediana	87	79	81	96	97,069	-14	-	12	-
	Percentil 25%	85	75	74	94	92,714	-43	-	-13	-
	Percentil 75%	89	83	87	98	98,890	-1	-	24	-
	Desvio padrão	8	10	10	3	12,164	32	-	29	-

**Tabela I.15** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-35D-G-LFA

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	58	58	59	58	28	12	-	12	58
	Média aritmética	314	668	262	5,0	7,79E+08	41	-	6,5	7,1
	Média geométrica	299	640	256	5,0	2,35E+08	38	-	6,3	7,1
	Mediana	312	654	255	5,0	2,60E+08	38	-	6,3	7,1
	Percentil 25%	232	571	222	4,6	4,28E+07	35	-	5,3	7,0
	Percentil 75%	353	736	288	5,5	1,02E+09	45	-	6,8	7,2
	Desvio padrão	105	198	59	0,7	1,08E+09	16	-	1,6	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N <i>outliers</i>	2	4	4	0	2	2	-	1	7
	% <i>outliers</i>	3%	7%	7%	0%	7%	17%	-	8%	12%
<b>Efluente</b>	N	58	58	58	60	29	12	12	12	60
	Média aritmética	39	127	56	0,2	1,75E+05	14	3,1	3,9	7,3
	Média geométrica	32	113	45	0,2	3,51E+04	6	1,5	3,6	7,3
	Mediana	36	113	53	0,2	2,31E+04	6	0,9	3,9	7,3
	Percentil 25%	20	86	35	0,2	1,00E+04	1	0,5	3,0	7,0
	Percentil 75%	52	169	67	0,2	1,56E+05	31	5,5	4,5	7,6
	Desvio padrão	25	59	34	0,0	3,94E+05	15	3,6	1,6	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N <i>outliers</i>	1	1	3	0	3	0	0	1	1
	% <i>outliers</i>	2%	2%	5%	0%	10%	0%	0%	8%	2%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	58	57	57	58	28	12	-	12	-
	Média aritmética	86	78	79	96	99,763	63	-	35	-
	Média geométrica	85	76	77	96	99,760	-	-	-	-
	Mediana	88	80	79	96	99,986	79	-	37	-
	Percentil 25%	81	74	74	96	99,903	22	-	22	-
	Percentil 75%	93	87	89	96	99,998	96	-	52	-
	Desvio padrão	11	14	13	1	0,757	40	-	28	-

**Tabela I.16** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-39B-P-UASB+FBP

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	60	60	60	60	31	14	-	14	60
	Média aritmética	232	511	245	3,6	8,47E+08	31	-	5,7	7,3
	Média geométrica	217	481	230	3,4	1,63E+08	29	-	5,3	7,3
	Mediana	233	494	238	3,5	1,48E+08	31	-	6,1	7,4
	Percentil 25%	188	403	192	3,0	2,26E+07	26	-	4,8	7,2
	Percentil 75%	272	606	301	4,2	1,05E+09	37	-	6,7	7,5
	Desvio padrão	80	157	81	0,9	1,75E+09	10	-	1,9	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	2	0	0	1	2	0	-	2	10
	% outliers	3%	0%	0%	2%	6%	0%	-	14%	17%
<b>Efluente</b>	N	60	60	60	60	31	14	14	14	60
	Média aritmética	31	105	56	0,3	2,03E+06	33	2,7	4,7	7,6
	Média geométrica	29	95	49	0,2	1,27E+06	32	2,1	4,4	7,6
	Mediana	29	98	51	0,2	1,35E+06	34	2,6	4,4	7,7
	Percentil 25%	21	73	40	0,1	6,87E+05	28	1,9	3,4	7,6
	Percentil 75%	36	130	74	0,5	2,42E+06	39	2,8	5,5	7,8
	Desvio padrão	13	45	27	0,3	2,46E+06	7	2,1	1,6	0,5
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	3	0	1	1	2	0	2	0	11
	% outliers	5%	0%	2%	2%	6%	0%	14%	0%	18%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	60	60	60	60	31	14	-	14	-
	Média aritmética	85	78	75	90	97,497	-13	-	9	-
	Média geométrica	83	76	-	89	97,431	-	-	-	-
	Mediana	87	81	76	94	99,095	-6	-	22	-
	Percentil 25%	83	75	70	83	96,329	-24	-	6	-
	Percentil 75%	90	85	83	97	99,838	-3	-	33	-
	Desvio padrão	11	13	17	8	3,551	28	-	47	-

**Tabela I.17** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-43A-P-LAP

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	59	60	60	60	30	12	-	11	60
	Média aritmética	313	666	261	3,9	4,43E+08	40	-	7,4	7,0
	Média geométrica	305	651	245	3,6	9,80E+07	40	-	7,2	7,0
	Mediana	306	664	242	3,5	9,60E+07	42	-	7,0	6,9
	Percentil 25%	271	581	202	3,1	2,25E+07	37	-	6,2	6,8
	Percentil 75%	350	705	305	4,0	2,62E+08	43	-	9,2	7,4
	Desvio padrão	79	153	104	2,3	9,80E+08	7	-	1,7	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N <i>outliers</i>	2	4	3	1	5	1	-	0	2
	% <i>outliers</i>	3%	7%	5%	2%	17%	8%	-	0%	3%
<b>Efluente</b>	N	59	60	60	60	30	12	12	12	60
	Média aritmética	15	47	16	0,2	6,79E+05	11	1,5	1,3	7,0
	Média geométrica	12	41	12	0,2	3,27E+05	6	0,7	1,2	7,0
	Mediana	12	41	11	0,2	3,21E+05	9	0,5	1,3	6,9
	Percentil 25%	7	30	7	0,2	2,18E+05	2	0,3	0,9	6,8
	Percentil 75%	18	56	18	0,2	8,16E+05	18	2,6	1,7	7,3
	Desvio padrão	11	28	17	0,0	9,11E+05	10	2,1	0,6	0,5
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	3%	0%	0%	0%	0%
	N <i>outliers</i>	5	3	6	3	2	0	1	0	3
	% <i>outliers</i>	8%	5%	10%	5%	7%	0%	8%	0%	5%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	59	60	60	60	30	12	-	11	-
	Média aritmética	95	93	93	94	98,398	71	-	81	-
	Média geométrica	95	93	92	94	98,343	66	-	80	-
	Mediana	96	94	95	94	99,478	78	-	82	-
	Percentil 25%	94	91	92	94	98,490	46	-	77	-
	Percentil 75%	98	96	97	95	99,944	96	-	90	-
	Desvio padrão	4	4	9	1	3,227	26	-	11	-

**Tabela I.18** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-43B-M-LAP

Estatística	Parâmetros									
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	N-amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	P-total (mg/L)	pH	
<b>Afluente</b>	N	60	60	60	60	31	21	-	21	60
	Média aritmética	347	743	328	6,0	1,88E+09	43	-	8,2	7,4
	Média geométrica	332	722	319	5,9	3,39E+08	43	-	7,7	7,4
	Mediana	344	752	320	6,0	4,79E+08	42	-	7,5	7,3
	Percentil 25%	295	620	272	5,5	1,55E+08	40	-	6,3	7,3
	Percentil 75%	385	849	369	6,5	1,55E+09	45	-	8,5	7,4
	Desvio padrão	94	172	75	0,7	4,45E+09	6	-	3,0	0,2
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%	0%
	N outliers	4	1	1	1	5	3	-	2	6
	% outliers	7%	2%	2%	2%	16%	14%	-	10%	10%
<b>Efluente</b>	N	60	60	60	60	31	21	21	21	59
	Média aritmética	12	48	20	0,2	4,11E+05	17	1,2	1,9	7,5
	Média geométrica	10	38	15	-	7,39E+04	6	0,6	1,6	7,5
	Mediana	11	31	15	0,0	8,13E+04	9	0,5	1,7	7,5
	Percentil 25%	6	22	9	0,0	9,50E+03	1	0,2	1,2	7,4
	Percentil 75%	16	75	30	0,1	8,13E+05	39	1,6	2,0	7,6
	Desvio padrão	9	34	14	1,2	6,46E+05	18	1,6	1,1	0,1
	% de censurados	0%	0%	0%	5%	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	2	1	0	5	2	0	2	3	4
	% outliers	3%	2%	0%	8%	6%	0%	10%	14%	7%
<b>Eficiência de remoção</b>	N	60	60	60	60	31	21	-	21	-
	Média aritmética	96	93	93	96	99,806	58	-	75	-
	Média geométrica	96	93	93	-	99,804	-	-	73	-
	Mediana	97	95	96	100	99,969	75	-	75	-
	Percentil 25%	95	91	90	98	99,923	24	-	68	-
	Percentil 75%	99	97	97	100	99,996	98	-	89	-
	Desvio padrão	5	5	5	18	0,589	46	-	15	-

## APÊNDICE II

**Tabela II.1** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de DQO das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	↑	=	↑	↑	=	=	=	↑	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35B</i>	=		↑	=	↑	↑	=	↓	=	↑	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-12</i>	↓	↓		↓	↑	=	=	↓	=	=	=	↓	=	=	=	=	↑	↑
<i>ETE-21B</i>	=	=	↑		↑	↑	=	=	=	↑	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35A</i>	↓	↓	↓	↓		=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	=	=
<i>ETE-4D</i>	↓	↓	=	↓	=		=	↓	↓	=	↓	↓	↓	=	=	=	=	=
<i>ETE-13</i>	=	=	=	=	↑	=		↓	=	=	=	↓	=	=	=	=	↑	↑
<i>ETE-25A</i>	=	↑	↑	=	↑	↑	↑		↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-25B</i>	=	=	=	=	↑	↑	=	↓		↑	=	↓	=	=	↑	=	↑	↑
<i>ETE-39B</i>	↓	↓	=	↓	↑	=	=	↓	↓		↓	↓	↓	=	=	=	↑	↑
<i>ETE-7-8</i>	=	=	=	=	↑	↑	=	↓	=	↓		↓	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-9</i>	=	=	↑	=	↑	↑	↑	=	↑	↑	=		=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-32B</i>	=	=	=	=	↑	↑	=	↓	=	↑	=	=		=	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35D</i>	↓	↓	=	↓	↑	=	=	↓	=	=	↓	↓	↓		=	=	↑	↑
<i>ETE-4A</i>	↓	↓	=	↓	=	=	=	↓	↓	=	↓	↓	↓	=		=	=	=
<i>ETE-21A</i>	↓	↓	=	↓	↑	=	=	↓	=	=	↓	↓	↓	=	=		↑	↑
<i>ETE-43A</i>	↓	↓	↓	↓	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓		=
<i>ETE-43B</i>	↓	↓	↓	↓	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	=	

= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);

↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);

↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

**Tabela II.2** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de SST das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	=	↑	↑	=	=	=	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35B</i>	=		↓	↑	↑	↓	=	=	=	↓	=	=	=	=	↑	↑
<i>ETE-21B</i>	=	↑		↑	↑	=	↑	↑	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35A</i>	↓	↓	↓		=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	=	=
<i>ETE-4D</i>	↓	↓	↓	=		↓	↓	=	↓	↓	↓	=	=	=	=	=
<i>ETE-25A</i>	=	↑	=	↑	↑		↑	↑	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-25B</i>	=	=	↓	↑	↑	↓		=	↓	↓	↓	=	=	=	↑	↑
<i>ETE-39B</i>	=	=	↓	↑	=	↓	=		↑	↓	↓	=	=	=	↑	↑
<i>ETE-7-8</i>	=	=	=	↑	↑	=	↑	↑		=	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-9</i>	=	↑	=	↑	↑	=	↑	↑	=		=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-32B</i>	=	=	=	↑	↑	=	↑	↑	=	=		↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35D</i>	↓	=	↓	↑	=	↓	=	=	↓	↓	↓		=	=	↑	↑
<i>ETE-4A</i>	↓	=	↓	=	=	↓	=	=	↓	↓	↓	=		=	↑	=
<i>ETE-21A</i>	↓	=	↓	↑	=	↓	=	=	↓	↓	↓	=	=		↑	↑
<i>ETE-43A</i>	↓	↓	↓	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓		=
<i>ETE-43B</i>	↓	↓	↓	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	=	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela II.3** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando os teores efluentes de S-Sedim das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		↑	↑	=	↑	↑	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35B</i>	↓		=	↓	↑	=	=	↓	↓	=	=	=	↑	=	=	=	=	↑
<i>ETE-12</i>	↓	=		↓	=	=	=	=	↓	=	=	=	↑	=	=	=	=	↑
<i>ETE-21B</i>	=	↑	↑		↑	↑	=	↑	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35A</i>	↓	↓	=	↓		↓	↓	↓	↓	↓	=	=	=	↓	↓	=	↓	=
<i>ETE-4D</i>	↓	=	=	↓	↑		=	↓	↓	=	=	=	↑	=	=	=	=	↑
<i>ETE-13</i>	=	=	=	=	↑	=		=	=	=	↑	↑	↑	=	=	↑	=	↑
<i>ETE-25A</i>	=	↑	=	↓	↑	↑	=		=	=	↑	↑	↑	=	=	↑	=	↑
<i>ETE-25B</i>	=	↑	↑	=	↑	↑	=	=		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-39B</i>	↓	=	=	↓	↑	=	=	=	↓		↑	↑	↑	=	=	↑	=	↑
<i>ETE-7-8</i>	↓	=	=	↓	=	=	↓	↓	↓	↓		=	=	↓	↓	=	↓	=
<i>ETE-9</i>	↓	=	=	↓	=	=	↓	↓	↓	↓	=		↑	↓	↓	=	↓	=
<i>ETE-32B</i>	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓		↓	↓	=	↓	=
<i>ETE-35D</i>	↓	=	=	↓	↑	=	=	=	↓	=	↑	↑	↑		=	↑	=	↑
<i>ETE-4A</i>	↓	=	=	↓	↑	=	=	=	↓	=	↑	↑	↑	=		↑	=	↑
<i>ETE-21A</i>	↓	=	=	↓	=	=	↓	↓	↓	↓	=	=	=	↓	↓		↓	=
<i>ETE-43A</i>	↓	=	=	↓	↑	=	=	=	↓	=	↑	↑	↑	=	=	↑		↑
<i>ETE-43B</i>	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	=	=	↓	↓	=	↓	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela II.4 - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de N-amoniacal das ETEs da UPGRH SF5**

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	↑	=	↑	↑	=	=	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35B</i>	=		↑	=	↑	↑	=	=	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-12</i>	↓	↓		↓	=	=	=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-21B</i>	=	=	↑		↑	=	=	=	=	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35A</i>	↓	↓	=	↓		=	=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-4D</i>	↓	↓	=	=	=		=	↓	=	=	=	=	=	=	↑	=	↑	↑
<i>ETE-13</i>	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=	=	=	↑	=	=	=
<i>ETE-25A</i>	=	=	↑	=	↑	↑	=		=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-25B</i>	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=	↑	=	=	=
<i>ETE-39B</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	↑	=	=	=
<i>ETE-7-8</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-9</i>	↓	↓	=	=	=	=	=	↓	=	=	=		=	=	=	=	=	=
<i>ETE-32B</i>	↓	↓	=	↓	=	=	=	↓	=	=	=	=		=	=	=	=	=
<i>ETE-35D</i>	↓	↓	=	↓	=	=	=	↓	=	=	=	=	=		=	=	=	=
<i>ETE-4A</i>	↓	↓	=	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	=	=	=		=	=	=
<i>ETE-21A</i>	↓	↓	=	↓	=	=	=	↓	=	=	=	=	=	=	=		=	=
<i>ETE-43A</i>	↓	↓	=	↓	=	↓	=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=		=
<i>ETE-43B</i>	↓	↓	=	↓	=	↓	=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	=	

= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);

↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);

↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

**Tabela II.5** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de nitrato das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	=	=	↓	↓	=	=	=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-35B</i>	=		=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-12</i>	=	=		=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-21B</i>	=	=	=		=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-35A</i>	↑	=	=	=		=	=	↑	↑	=	↑	=	↑	=	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-4D</i>	↑	=	=	=	=		=	↑	=	=	↑	=	↑	=	=	=	=	↑
<i>ETE-13</i>	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-25A</i>	=	=	=	=	↓	↓	=		=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-25B</i>	=	=	=	=	↓	=	=	=		=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-39B</i>	↑	=	=	=	=	=	=	↑	=		=	=	↑	=	=	=	=	=
<i>ETE-7-8</i>	=	=	=	=	↓	↓	=	=	=	=		=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-9</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=	=
<i>ETE-32B</i>	=	=	=	=	↓	↓	=	=	=	↓	=	=		=	=	=	=	=
<i>ETE-35D</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=
<i>ETE-4A</i>	=	=	=	=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=
<i>ETE-21A</i>	=	=	=	=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=
<i>ETE-43A</i>	=	=	=	=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=
<i>ETE-43B</i>	=	=	=	=	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	

= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);

↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);

↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

**Tabela II.6 - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de P-total das ETEs da UPGRH SF5**

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	=	↑	↑	↑	=	=	=	=	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35B</i>	=		=	↑	↑	↑	=	=	=	=	=	=	=	=	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-12</i>	=	=		=	=	=	=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-21B</i>	↓	↓	=		=	=	=	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-35A</i>	↓	↓	=	=		=	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-4D</i>	↓	↓	=	=	=		=	↓	=	=	=	=	=	=	↑	=	↑	↑
<i>ETE-13</i>	=	=	=	=	↑	=		=	=	=	=	=	=	=	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-25A</i>	=	=	↑	↑	↑	↑	=		=	=	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-25B</i>	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=	=	=	↑	↑
<i>ETE-39B</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=	=	↑	=
<i>ETE-7-8</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-9</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-32B</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=
<i>ETE-35D</i>	↓	=	=	=	=	=	=	↓	=	=	=	=	=		=	=	=	=
<i>ETE-4A</i>	↓	↓	=	=	=	↓	↓	↓	=	=	↓	↓	=	=		=	=	=
<i>ETE-21A</i>	↓	↓	=	=	=	=	↓	↓	=	=	↓	↓	=	=	=		=	=
<i>ETE-43A</i>	↓	↓	=	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	=	=	=	=		=
<i>ETE-43B</i>	↓	↓	=	=	=	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓	=	=	=	=	=	

= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);

↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);

↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

**Tabela II.7** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de *E. coli* das ETEs da UPRGH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	↑	=	↑	=	↑	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35B</i>	=		↑	=	↑	=	↑	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-12</i>	↓	↓		↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	=	=	=	↓	↓	↓	=
<i>ETE-21B</i>	=	=	↑		↑	=	=	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-35A</i>	↓	↓	=	↓		↓	↓	↓	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-4D</i>	=	=	↑	=	↑		=	=	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	=	=	↑
<i>ETE-13</i>	↓	↓	↑	=	↑	=		↓	=	=	↑	↑	=	↑	=	=	=	=
<i>ETE-25A</i>	=	=	↑	=	↑	=	↑		=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-25B</i>	=	=	↑	=	↑	=	=	=		=	↑	↑	↑	↑	↑	=	↑	↑
<i>ETE-39B</i>	=	↓	↑	=	↑	=	=	=	=		↑	↑	↑	↑	=	=	=	↑
<i>ETE-7-8</i>	↓	↓	=	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓		=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-9</i>	↓	↓	=	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=		=	=	↓	↓	=	=
<i>ETE-32B</i>	↓	↓	=	↓	=	↓	=	↓	↓	↓	=	=		=	=	=	=	=
<i>ETE-35D</i>	↓	↓	=	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	=	=		=	=	=	=
<i>ETE-4A</i>	↓	↓	↑	↓	=	↓	=	↓	↓	=	=	↑	=	=		=	=	=
<i>ETE-21A</i>	↓	↓	↑	↓	=	=	=	↓	=	=	=	↑	=	=	=		=	=
<i>ETE-43A</i>	↓	↓	↑	↓	=	=	=	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=		=
<i>ETE-43B</i>	↓	↓	=	↓	=	↓	=	↓	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela II.8** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando os valores efluentes de pH das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	↓	=	=	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	=	↓
<i>ETE-35B</i>	=		↓	=	=	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	=	↓
<i>ETE-12</i>	↑	↑		↑	↑	↑	=	↑	↑	=	=	=	=	↑	↑	=	↑	=
<i>ETE-21B</i>	=	=	↓		=	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	=	↓
<i>ETE-35A</i>	=	=	↓	=		↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	=	↓
<i>ETE-4D</i>	↑	↑	↓	↑	↑		=	=	↑	=	=	↓	↓	=	↑	=	↑	=
<i>ETE-13</i>	↑	↑	=	↑	↑	=		=	↑	=	=	↓	↓	=	↑	=	↑	=
<i>ETE-25A</i>	↑	↑	↓	↑	↑	=	=		↑	=	=	↓	↓	=	↑	=	↑	=
<i>ETE-25B</i>	=	=	↓	=	=	↓	↓	↓		↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	=	↓
<i>ETE-39B</i>	↑	↑	=	↑	↑	=	=	=	↑		=	↓	↓	=	↑	=	↑	=
<i>ETE-7-8</i>	↑	↑	=	↑	↑	=	=	=	↑	=		=	=	=	↑	=	↑	=
<i>ETE-9</i>	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	=		=	↑	↑	↑	↑	↑
<i>ETE-32B</i>	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	=	=		↑	↑	=	↑	↑
<i>ETE-35D</i>	↑	↑	↓	↑	↑	=	=	=	↑	=	=	↓	↓		=	=	=	=
<i>ETE-4A</i>	=	=	↓	=	=	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	=		↓	=	↓
<i>ETE-21A</i>	↑	↑	=	↑	↑	=	=	=	↑	=	=	↓	=	=	↑		↑	=
<i>ETE-43A</i>	=	=	↓	=	=	↓	↓	↓	=	↓	↓	↓	↓	=	=	↓		↓
<i>ETE-43B</i>	↑	↑	=	↑	↑	=	=	=	↑	=	=	↓	↓	=	↑	=	↑	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela II.9** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as eficiências de remoção de DBO das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	=	↑	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-35B</i>	=		=	↑	↓	=	↑	↑	↑	=	=	=	=	=	=	↑	↓	↓
<i>ETE-12</i>	=	=		=	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-21B</i>	↓	↓	=		↓	↓	=	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-35A</i>	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	=	=
<i>ETE-4D</i>	↑	=	↑	↑	↓		↑	↑	↑	=	=	↑	↑	=	=	↑	↓	↓
<i>ETE-13</i>	=	↓	=	=	↓	↓		=	=	↓	=	=	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-25A</i>	=	↓	=	=	↓	↓	=		=	↓	↓	=	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-25B</i>	=	↓	=	=	↓	↓	=	=		↓	↓	=	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-39B</i>	=	=	=	↑	↓	=	↑	↑	↑		=	=	=	=	=	↑	↓	↓
<i>ETE-7-8</i>	=	=	=	↑	↓	=	=	↑	↑	=		=	=	=	=	↑	↓	↓
<i>ETE-9</i>	=	=	=	↑	↓	↓	=	=	=	=	=		=	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-32B</i>	=	=	=	↑	↓	↓	=	=	=	=	=	=		↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-35D</i>	=	=	↑	↑	↓	=	↑	↑	↑	=	=	=	↑		=	↑	↓	↓
<i>ETE-4A</i>	↑	=	↑	↑	↓	=	↑	↑	↑	=	=	↑	↑	=		↑	↓	↓
<i>ETE-21A</i>	=	↓	=	=	↓	↓	=	=	=	↓	↓	=	=	↓	↓		↓	↓
<i>ETE-43A</i>	↑	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		=
<i>ETE-43B</i>	↑	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela II.10** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as eficiências de remoção de DQO das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	=	=	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-35B</i>	=		=	↑	↓	=	=	↑	↑	=	=	↑	↑	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-12</i>	=	=		↑	↓	=	=	=	↑	=	=	↑	↑	=	=	=	↓	↓
<i>ETE-21B</i>	=	↓	↓		↓	↓	=	=	=	↓	↓	=	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-35A</i>	↑	↑	↑	↑		=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	=	↑	=	=
<i>ETE-4D</i>	↑	=	=	↑	=		↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	=	=	↑	=	↓
<i>ETE-13</i>	=	=	=	=	↓	↓		=	=	=	=	=	=	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-25A</i>	=	↓	=	=	↓	↓	=		=	↓	=	=	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-25B</i>	=	↓	↓	=	↓	↓	=	=		↓	=	=	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-39B</i>	=	=	=	↑	↓	=	=	↑	↑		=	↑	↑	=	=	=	↓	↓
<i>ETE-7-8</i>	=	=	=	↑	↓	↓	=	=	=	=		↑	↑	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-9</i>	=	↓	↓	=	↓	↓	=	=	=	↓	↓		=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-32B</i>	=	↓	↓	=	↓	↓	=	=	=	↓	↓	=		↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-35D</i>	=	=	=	↑	↓	=	=	↑	↑	=	=	↑	↑		=	=	↓	↓
<i>ETE-4A</i>	↑	↑	=	↑	=	=	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	=		↑	=	=
<i>ETE-21A</i>	=	=	=	=	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	↓		↓	↓
<i>ETE-43A</i>	↑	↑	↑	↑	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	=	↑		=
<i>ETE-43B</i>	↑	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	=	↑	=	

= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);

↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);

↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

**Tabela II.11** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as eficiências de remoção de SST das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	↑	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-35B</i>	=		↑	↓	=	↑	↑	=	=	↑	↑	=	=	=	↓	↓
<i>ETE-21B</i>	↓	↓		↓	↓	=	=	↓	↓	=	=	↓	↓	↓	↓	↓
<i>ETE-35A</i>	↑	↑	↑		=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	=	↑	=	=
<i>ETE-4D</i>	↑	=	↑	=		↑	↑	↑	↑	↑	↑	=	=	↑	=	=
<i>ETE-25A</i>	=	↓	=	↓	↓		=	↓	↓	=	=	↓	↓	↓	↓	↓
<i>ETE-25B</i>	=	↓	=	↓	↓	=		=	=	=	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-39B</i>	=	=	↑	↓	↓	↑	=		=	=	↑	=	=	=	↓	↓
<i>ETE-7-8</i>	=	=	↑	↓	↓	↑	=	=		=	=	=	=	=	↓	↓
<i>ETE-9</i>	=	↓	=	↓	↓	=	=	=	=		=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-32B</i>	=	↓	=	↓	↓	=	=	↓	=	=		↓	↓	↓	↓	↓
<i>ETE-35D</i>	=	=	↑	↓	=	↑	↑	=	=	↑	↑		=	=	↓	↓
<i>ETE-4A</i>	↑	=	↑	=	=	↑	↑	=	=	↑	↑	=		=	↓	↓
<i>ETE-21A</i>	=	=	↑	↓	↓	↑	=	=	=	=	↑	=	=		↓	↓
<i>ETE-43A</i>	↑	↑	↑	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		=
<i>ETE-43B</i>	↑	↑	↑	=	=	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);

↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);

↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

**Tabela II.12** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as eficiências de remoção de S-Sedim das ETES da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-12</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-13</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		↓	↓	=	↓	↓	=	=	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓
<i>ETE-35B</i>	↑		=	↑	↓	=	=	=	↑	=	↓	↓	↓	=	=	=	=	↓
<i>ETE-12</i>	↑	=		↑	=	=	=	=	↑	=	=	↓	=	=	=	=	=	↓
<i>ETE-21B</i>	=	↓	↓		↓	↓	=	↓	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
<i>ETE-35A</i>	↑	↑	=	↑		=	↑	↑	↑	↑	=	=	=	↑	↑	↑	↑	=
<i>ETE-4D</i>	↑	=	=	↑	=		↑	↑	↑	↑	=	=	=	=	=	=	↑	↓
<i>ETE-13</i>	=	=	=	=	↓	↓		=	=	=	↓	↓	↓	=	=	=	=	↓
<i>ETE-25A</i>	=	=	=	↑	↓	↓			=	=	↓	↓	↓	=	=	=	=	↓
<i>ETE-25B</i>	=	↓	↓	=	↓	↓		=		=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
<i>ETE-39B</i>	=	=	=	=	↓	↓		=	=		↓	↓	↓	=	=	=	=	↓
<i>ETE-7-8</i>	↑	↑	=	↑	=	=	↑	↑	↑	↑		=	=	↑	↑	↑	↑	=
<i>ETE-9</i>	↑	↑	↑	↑	=	=	↑	↑	↑	↑	=		=	↑	↑	↑	↑	=
<i>ETE-32B</i>	↑	↑	=	↑	=	=	↑	↑	↑	↑	=	=		↑	↑	↑	↑	=
<i>ETE-35D</i>	↑	=	=	↑	↓	=	=	=	↑	=	↓	↓	↓		=	=	=	↓
<i>ETE-4A</i>	↑	=	=	↑	↓	=	=	=	↑	=	↓	↓	↓	=		=	=	↓
<i>ETE-21A</i>	↑	=	=	↑	↓	=	=	=	↑	=	↓	↓	↓	=	=		=	↓
<i>ETE-43A</i>	=	=	=	↑	↓	↓	=	=	=	=	↓	↓	↓	=	=	=		↓
<i>ETE-43B</i>	↑	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	↑	=	=	=	↑	↑	↑	↑	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela II.13** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as eficiências de remoção de N-amoniaco das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	=	↓	↓	=	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
<i>ETE-35B</i>	=		=	=	=	=	=	=	↓	↓	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-21B</i>	=	=		=	=	=	=	=	↓	↓	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-35A</i>	↑	=	=		=	=	↑	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-4D</i>	↑	=	=	=		=	=	=	=	↓	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-25A</i>	=	=	=	=	=		=	=	↓	↓	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-25B</i>	=	=	=	↓	=	=		=	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-39B</i>	=	=	=	=	=	=	=		=	↓	=	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-7-8</i>	↑	↑	↑	=	=	↑	↑	=		=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-9</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	=		=	=	=	=	=	=
<i>ETE-32B</i>	↑	=	=	=	=	=	↑	=	=	=		=	=	=	=	=
<i>ETE-35D</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	=	=	=		=	=	=	=
<i>ETE-4A</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	=	=	=	=		=	=	=
<i>ETE-21A</i>	↑	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=
<i>ETE-43A</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	=	=	=	=	=	=		=
<i>ETE-43B</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	=	=	=	=	=	=	=	

= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);

↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);

↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

**Tabela II.14** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as eficiências de remoção de P-total das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	↓	↓	=	=	=	=	=	=	=	=	↓	↓	↓	↓
<i>ETE-35B</i>	=		=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-21B</i>	↑	=		=	=	↑	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-35A</i>	↑	=	=		=	↑	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-4D</i>	=	=	=	=		=	=	=	=	=	=	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-25A</i>	=	=	↓	↓	=		=	=	=	=	=	=	↓	↓	↓	↓
<i>ETE-25B</i>	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-39B</i>	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	↓	=	↓	↓
<i>ETE-7-8</i>	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-9</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=	=	=
<i>ETE-32B</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	↓	↓
<i>ETE-35D</i>	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=		=	=	=	=
<i>ETE-4A</i>	↑	↑	=	=	↑	↑	↑	↑	=	=	=	=		=	=	=
<i>ETE-21A</i>	↑	=	=	=	=	↑	=	=	=	=	=	=	=		=	=
<i>ETE-43A</i>	↑	↑	=	=	↑	↑	↑	↑	=	=	↑	=	=	=		=
<i>ETE-43B</i>	↑	↑	=	=	↑	↑	↑	↑	=	=	↑	=	=	=	=	

= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);

↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);

↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

**Tabela II.15** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as eficiências de remoção de *E. coli* das ETEs da UPGRH SF5

	<b>ETE-4E</b>	<b>ETE-35B</b>	<b>ETE-21B</b>	<b>ETE-35A</b>	<b>ETE-4D</b>	<b>ETE-25A</b>	<b>ETE-25B</b>	<b>ETE-39B</b>	<b>ETE-7-8</b>	<b>ETE-9</b>	<b>ETE-32B</b>	<b>ETE-35D</b>	<b>ETE-4A</b>	<b>ETE-21A</b>	<b>ETE-43A</b>	<b>ETE-43B</b>
<i>ETE-4E</i>		=	=	↓	=	=	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-35B</i>	=		=	↓	=	=	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	=	↓
<i>ETE-21B</i>	=	=		↓	=	=	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	=	↓
<i>ETE-35A</i>	↑	↑	↑		↑	↑	↑	↑	=	=	=	=	=	↑	=	=
<i>ETE-4D</i>	=	=	=	↓		=	=	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	=	↓
<i>ETE-25A</i>	=	=	=	↓	=		=	=	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-25B</i>	=	=	=	↓	=	=		=	↓	↓	↓	↓	↓	=	↓	↓
<i>ETE-39B</i>	=	=	=	↓	=	=	=		↓	↓	=	↓	=	=	=	↓
<i>ETE-7-8</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑		=	=	=	=	↑	=	=
<i>ETE-9</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	=		=	=	=	↑	↑	=
<i>ETE-32B</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	=	=	=		=	=	↑	=	=
<i>ETE-35D</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	=	=	=		=	↑	=	=
<i>ETE-4A</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	=	=	=	=	=		=	=	=
<i>ETE-21A</i>	=	=	=	↓	=	=	=	=	↓	↓	↓	↓	=	=	=	↓
<i>ETE-43A</i>	↑	=	=	=	=	↑	↑	=	=	↓	=	=	=	=	=	=
<i>ETE-43B</i>	↑	↑	↑	=	↑	↑	↑	↑	=	=	=	=	=	↑	=	

= Grupo em *itálico* (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em **negrito** (acima);

↑ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente maior que o grupo em **negrito** (acima);

↓ grupo em *itálico* (à esquerda) significativamente menor que o grupo em **negrito** (acima).

## APÊNDICE III

**Tabela III.1** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-4A-G-LAC

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	60	59	59	58	59	52	20	20	20
Média aritmética	56	143	1,69E+07	4,2	7,4	56	1,7	6,7	13,0
Média geométrica	48	122	5,37E+06	3,4	7,3	49	1,6	1,7	11,4
Mediana	49	126	5,79E+06	4,2	7,5	48	1,7	1,3	12,7
Percentil 25%	38	87	2,90E+06	2,4	7,4	35	1,1	0,8	10,0
Percentil 75%	65	198	9,80E+06	6,0	7,8	66	2,1	2,4	15,2
Percentil 10%	27	60	1,01E+06	1,3	7,3	29	0,9	0,3	6,3
Percentil 90%	101	269	1,73E+07	7,3	8,0	75	2,8	34,6	17,5
Desvio padrão	33	81	6,71E+07	2,3	0,9	44	0,7	13,3	6,7
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	5%
N outliers	6	0	5	0	3	2	0	3	1
% outliers	10%	0%	8%	0%	5%	4%	0%	15%	5%
<b>Jusante</b>									
N	60	59	59	58	59	60	20	20	20
Média aritmética	42	116	6,67E+06	5,0	7,5	67	1,8	5,8	12,0
Média geométrica	36	93	2,18E+06	4,5	7,5	49	1,7	1,3	9,3
Mediana	36	95	2,61E+06	5,1	7,6	49	1,7	0,9	12,7
Percentil 25%	24	54	9,60E+05	3,5	7,3	30	1,4	0,5	7,3
Percentil 75%	53	173	4,88E+06	6,5	7,8	77	2,1	3,3	16,9
Percentil 10%	16	37	3,64E+05	2,8	7,2	19	0,9	0,2	1,9
Percentil 90%	65	242	8,66E+06	7,3	8,0	110	2,9	26,8	18,7
Desvio padrão	25	74	2,31E+07	1,9	0,5	90	0,7	11,3	6,6
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	10%
N outliers	3	0	4	0	2	3	0	3	0
% outliers	5%	0%	7%	0%	3%	5%	0%	15%	0%

**Tabela III.2** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-4D-G-UASB+FBP

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	60	59	59	57	58	60	20	19	20
Média aritmética	31	93	2,17E+07	5,0	7,7	38	1,2	7,1	11,5
Média geométrica	25	74	1,08E+06	4,5	7,7	31	0,9	0,5	8,2
Mediana	27	79	7,98E+05	5,3	7,7	31	1,1	0,6	11,7
Percentil 25%	16	57	3,13E+05	3,4	7,5	19	0,5	0,3	5,0
Percentil 75%	37	124	2,85E+06	6,3	7,9	48	1,3	1,0	14,2
Percentil 10%	11	26	1,47E+05	2,5	7,3	13	0,3	0,0	2,9
Percentil 90%	63	159	1,30E+07	7,4	8,1	66	2,1	37,7	17,7
Desvio padrão	21	63	1,33E+08	1,9	0,3	33	1,2	21,5	8,8
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	5%	5%
N outliers	4	2	9	0	1	2	1	2	1
% outliers	7%	3%	15%	0%	2%	3%	5%	11%	5%
<b>Jusante</b>									
N	59	59	60	57	58	60	20	19	20
Média aritmética	29	93	6,71E+06	5,5	7,7	34	2,5	6,2	24,3
Média geométrica	25	78	1,62E+06	5,3	7,7	28	1,9	1,4	21,9
Mediana	26	76	1,67E+06	5,8	7,7	25	2,5	1,3	25,3
Percentil 25%	19	50	8,85E+05	4,5	7,6	20	1,6	1,1	14,3
Percentil 75%	35	120	2,88E+06	6,6	8,0	37	3,4	2,3	32,9
Percentil 10%	11	38	4,50E+05	3,3	7,5	13	0,6	0,1	10,2
Percentil 90%	56	192	4,77E+06	7,2	8,1	59	4,1	29,7	35,6
Desvio padrão	16	62	3,53E+07	1,4	0,3	31	1,3	15,7	10,0
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	4	3	3	0	2	4	0	2	0
% outliers	7%	5%	5%	0%	3%	7%	0%	11%	0%

**Tabela III.3** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-7-8-P-LAN+LF

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	29	29	29	29	29	29	10	10	10
Média aritmética	12	30	2,90E+06	5,9	7,8	48	0,5	1,4	4,6
Média geométrica	-	16	1,12E+04	5,7	7,7	11	0,2	0,5	1,4
Mediana	3	13	2,72E+03	6,1	7,7	8	0,1	0,4	0,8
Percentil 25%	2	6	1,25E+03	5,2	7,6	5	0,1	0,2	0,5
Percentil 75%	7	26	3,10E+04	6,6	8,0	17	0,3	0,8	1,9
Percentil 10%	1	5	3,00E+02	4,2	7,4	3	0,1	0,1	0,4
Percentil 90%	53	107	5,90E+06	7,4	8,1	67	2,0	5,8	19,6
Desvio padrão	21	42	1,01E+07	1,3	0,4	166	1,1	2,5	9,8
% de censurados	10%	7%	0%	0%	0%	0%	10%	0%	40%
N outliers	5	6	7	1	2	6	3	2	2
% outliers	17%	21%	24%	3%	7%	21%	30%	20%	20%
<b>Jusante</b>									
N	29	29	29	29	29	29	10	10	10
Média aritmética	10	32	4,49E+05	5,5	7,7	45	0,9	2,1	5,8
Média geométrica	7	21	1,34E+04	5,2	7,7	17	0,6	0,5	2,8
Mediana	6	18	5,57E+03	5,9	7,7	13	0,5	0,3	1,8
Percentil 25%	4	9	1,78E+03	5,2	7,6	8	0,4	0,2	1,2
Percentil 75%	12	39	2,94E+04	6,4	7,8	22	0,7	0,8	3,7
Percentil 10%	3	7	9,10E+02	3,0	7,5	7	0,3	0,1	0,9
Percentil 90%	29	104	3,10E+06	6,7	8,0	54	2,5	9,2	21,4
Desvio padrão	12	33	1,21E+06	1,4	0,2	141	1,1	4,8	8,5
% de censurados	0%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	10%
N outliers	3	4	6	4	1	5	2	2	2
% outliers	10%	14%	21%	14%	3%	17%	20%	20%	20%

**Tabela III.4** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-9-P-LF+LM

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	30	30	30	30	30	30	10	10	10
Média aritmética	9	24	1,13E+06	6,0	7,8	10	0,3	0,4	3,8
Média geométrica	-	13	1,02E+03	5,9	7,8	7	0,1	0,2	1,4
Mediana	2	9	2,21E+02	6,3	7,9	5	0,1	0,2	1,2
Percentil 25%	1	6	1,09E+02	5,4	7,6	4	0,0	0,2	0,4
Percentil 75%	3	20	9,33E+02	6,8	8,1	14	0,2	0,3	1,9
Percentil 10%	1	4	7,40E+01	4,4	7,2	3	0,0	0,1	0,4
Percentil 90%	39	85	4,46E+06	7,4	8,3	28	1,4	1,3	15,0
Desvio padrão	17	32	3,50E+06	1,1	0,4	10	0,6	0,6	6,1
% de censurados	13%	3%	0%	0%	0%	0%	10%	0%	60%
N outliers	5	5	5	0	1	3	2	1	2
% outliers	17%	17%	17%	0%	3%	10%	20%	10%	20%
<b>Jusante</b>									
N	30	30	30	30	30	30	10	10	10
Média aritmética	14	42	1,01E+06	6,4	8,0	19	1,2	0,7	5,3
Média geométrica	7	25	1,87E+03	6,3	7,9	14	0,7	0,4	3,4
Mediana	6	20	1,05E+03	6,7	8,0	13	0,7	0,4	3,3
Percentil 25%	4	12	4,17E+02	6,1	7,7	9	0,5	0,2	1,5
Percentil 75%	16	61	3,10E+03	7,0	8,2	21	1,3	1,1	6,0
Percentil 10%	2	6	1,55E+02	4,7	7,4	5	0,1	0,1	1,1
Percentil 90%	51	113	1,48E+06	7,7	8,4	39	3,7	1,8	14,7
Desvio padrão	19	43	4,40E+06	1,1	0,4	20	1,5	0,7	5,5
% de censurados	0%	0%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	10%
N outliers	4	2	4	5	0	3	1	0	1
% outliers	13%	7%	13%	17%	0%	10%	10%	0%	10%

**Tabela III.5** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-12-P-UASB+LF+LM

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	29	29	29	29	29	29	9	8	10
Média aritmética	13	35	2,65E+03	4,0	7,3	3	0,1	0,6	1,3
Média geométrica	9	27	1,18E+03	3,6	7,3	3	0,0	0,6	0,3
Mediana	9	24	1,80E+03	3,2	7,4	3	0,1	0,5	0,6
Percentil 25%	7	18	5,20E+02	2,5	7,1	2	0,0	0,5	0,0
Percentil 75%	14	34	3,60E+03	4,7	7,6	4	0,1	0,6	1,3
Percentil 10%	6	14	2,50E+02	2,0	6,9	2	0,0	0,5	0,0
Percentil 90%	28	63	7,15E+03	7,1	7,7	8	0,3	1,1	4,8
Desvio padrão	10	37	2,76E+03	2,0	0,3	2	0,1	0,2	2,4
% de censurados	0%	0%	3%	0%	0%	0%	22%	63%	40%
N outliers	4	4	2	0	1	3	2	1	1
% outliers	14%	14%	7%	0%	3%	10%	22%	13%	10%
<b>Jusante</b>									
N	29	29	29	29	29	29	9	8	10
Média aritmética	21	50	8,96E+03	3,5	7,6	9	0,7	0,5	3,3
Média geométrica	13	40	2,77E+03	3,2	7,6	6	0,5	0,5	1,2
Mediana	15	35	3,00E+03	2,9	7,6	5	0,6	0,5	2,1
Percentil 25%	10	28	1,00E+03	2,5	7,4	3	0,6	0,5	1,0
Percentil 75%	25	46	6,00E+03	5,0	7,8	8	0,9	0,5	5,7
Percentil 10%	8	20	4,90E+02	2,0	7,1	3	0,1	0,5	0,0
Percentil 90%	49	81	3,80E+04	5,8	7,9	31	1,6	0,6	8,0
Desvio padrão	19	48	1,86E+04	1,5	0,3	9	0,4	0,0	3,2
% de censurados	3%	0%	0%	0%	0%	0%	11%	63%	20%
N outliers	3	4	3	0	0	4	2	1	0
% outliers	10%	14%	10%	0%	0%	14%	22%	13%	0%

**Tabela III.6 - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-13-M-UASB+FBP**

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	27	27	27	27	27	27	9	8	9
Média aritmética	21	47	6,38E+03	2,8	7,3	21	0,1	0,6	0,5
Média geométrica	12	36	2,31E+03	2,7	7,3	3	0,1	0,5	0,2
Mediana	13	30	2,62E+03	2,8	7,3	2	0,1	0,5	0,3
Percentil 25%	12	28	7,20E+02	2,1	7,0	1	0,0	0,5	0,1
Percentil 75%	17	39	5,70E+03	3,2	7,5	17	0,2	0,6	1,0
Percentil 10%	9	20	3,45E+02	1,8	6,8	1	0,0	0,5	0,0
Percentil 90%	45	98	1,80E+04	3,8	7,8	58	0,3	0,8	1,7
Desvio padrão	28	54	1,21E+04	1,0	0,4	52	0,1	0,1	0,6
% de censurados	4%	0%	0%	0%	0%	0%	11%	63%	33%
N outliers	4	3	3	1	0	3	0	1	0
% outliers	15%	11%	11%	4%	0%	11%	0%	13%	0%
<b>Jusante</b>									
N	27	27	27	27	27	27	9	8	9
Média aritmética	25	56	6,65E+04	1,8	7,3	27	1,7	0,6	9,6
Média geométrica	20	51	8,98E+03	1,4	7,3	6	0,9	0,6	1,2
Mediana	21	48	4,73E+03	1,7	7,3	6	1,2	0,5	4,0
Percentil 25%	18	44	2,50E+03	1,3	7,1	1	0,4	0,5	0,0
Percentil 75%	25	58	4,10E+04	2,1	7,6	42	2,5	0,5	14,8
Percentil 10%	13	31	7,69E+02	0,3	6,9	1	0,1	0,5	0,0
Percentil 90%	36	80	3,95E+05	2,6	7,8	88	4,9	1,1	46,5
Desvio padrão	20	32	1,37E+05	1,0	0,3	53	1,7	0,2	15,1
% de censurados	0%	0%	0%	7%	0%	0%	0%	75%	33%
N outliers	5	3	5	2	0	2	0	1	1
% outliers	19%	11%	19%	7%	0%	7%	0%	13%	11%

**Tabela III.7 - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-21A-M-LAP**

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	29	29	30	30	30	30	10	10	10
Média aritmética	4	15	4,55E+04	6,2	7,7	18	0,1	0,7	1,6
Média geométrica	2	10	5,02E+03	6,2	7,7	11	0,1	0,3	1,0
Mediana	2	9	5,34E+03	6,3	7,7	9	0,1	0,3	1,0
Percentil 25%	1	6	2,50E+03	5,8	7,5	5	0,0	0,2	0,5
Percentil 75%	3	15	1,40E+04	6,7	7,9	19	0,1	0,8	1,7
Percentil 10%	1	3	9,59E+02	5,5	7,3	4	0,0	0,1	0,3
Percentil 90%	5	23	2,71E+04	7,0	8,0	41	0,2	2,0	4,4
Desvio padrão	8	20	1,92E+05	0,8	0,3	22	0,0	0,9	2,0
% de censurados	7%	7%	0%	0%	0%	0%	0%	10%	20%
N outliers	2	2	2	1	1	3	0	1	1
% outliers	7%	7%	7%	3%	3%	10%	0%	10%	10%
<b>Jusante</b>									
N	30	30	30	30	30	30	10	10	10
Média aritmética	30	84	1,10E+06	5,8	7,7	53	2,5	1,6	13,1
Média geométrica	26	68	2,00E+05	5,7	7,7	44	2,0	0,9	12,0
Mediana	30	75	2,98E+05	6,0	7,7	40	1,9	1,3	13,8
Percentil 25%	19	57	9,33E+04	5,6	7,5	31	1,4	0,6	12,7
Percentil 75%	39	91	6,49E+05	6,4	7,8	51	3,5	1,9	15,2
Percentil 10%	9	28	2,15E+04	4,2	7,3	23	0,8	0,1	6,9
Percentil 90%	53	122	1,99E+06	7,2	8,0	92	5,5	4,2	17,0
Desvio padrão	15	67	2,87E+06	1,2	0,3	45	1,9	1,5	4,1
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	0	2	4	4	0	4	1	1	1
% outliers	0%	7%	13%	13%	0%	13%	10%	10%	10%

**Tabela III.8** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-21B-P-UASB+Flot

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	30	29	30	30	28	30	10	10	10
Média aritmética	13	36	1,09E+06	5,4	7,7	35	1,5	3,0	6,8
Média geométrica	11	30	4,45E+04	5,3	7,7	19	1,1	2,0	6,7
Mediana	12	30	1,93E+04	5,8	7,7	18	0,8	3,0	6,9
Percentil 25%	8	21	9,08E+03	5,0	7,6	14	0,6	1,9	5,9
Percentil 75%	17	42	1,22E+05	6,2	7,8	23	2,6	4,0	7,8
Percentil 10%	5	14	6,40E+03	3,4	7,2	8	0,5	0,3	5,3
Percentil 90%	21	64	2,16E+06	6,7	8,0	32	3,7	6,1	8,6
Desvio padrão	8	24	3,59E+06	1,2	0,3	92	1,4	2,2	1,2
% de censurados	0%	3%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	2	2	5	2	2	2	0	1	0
% outliers	7%	7%	17%	7%	7%	7%	0%	10%	0%
<b>Jusante</b>									
N	30	30	30	30	28	30	10	10	10
Média aritmética	45	116	4,02E+06	4,2	7,2	76	3,1	2,5	18,9
Média geométrica	35	81	1,33E+06	3,8	7,1	51	2,3	1,5	15,5
Mediana	34	78	2,35E+06	3,8	7,3	56	2,7	1,9	19,0
Percentil 25%	17	37	4,08E+05	3,1	7,0	28	0,8	1,2	8,5
Percentil 75%	61	163	6,09E+06	5,4	7,5	110	4,2	3,7	25,2
Percentil 10%	13	27	1,15E+05	2,6	6,9	14	0,8	0,2	5,6
Percentil 90%	91	266	1,19E+07	6,6	7,7	147	6,3	5,7	35,0
Desvio padrão	31	102	4,50E+06	1,6	0,7	66	2,2	2,1	11,1
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	1	1	1	0	1	1	0	0	0
% outliers	3%	3%	3%	0%	4%	3%	0%	0%	0%

**Tabela III.9** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-25A-P-UASB+FBP

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	27	27	27	25	27	27	10	10	10
Média aritmética	11	33	5,76E+05	6,2	7,5	25	0,4	3,4	3,6
Média geométrica	4	14	7,53E+03	6,1	7,5	15	0,2	0,6	1,3
Mediana	3	10	4,16E+03	6,6	7,6	16	0,2	0,4	1,1
Percentil 25%	1	5	1,00E+03	5,5	7,3	7	0,1	0,1	0,5
Percentil 75%	10	54	1,00E+05	7,0	7,8	28	0,4	2,5	2,0
Percentil 10%	1	2	1,56E+02	4,8	7,0	3	0,1	0,1	0,3
Percentil 90%	34	106	2,50E+06	7,6	8,0	50	1,4	15,0	14,1
Desvio padrão	19	45	1,77E+06	1,2	0,3	32	0,6	7,9	6,0
% de censurados	7%	15%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	20%
N outliers	4	1	5	1	0	2	1	1	2
% outliers	15%	4%	19%	4%	0%	7%	10%	10%	20%
<b>Jusante</b>									
N	27	27	27	25	27	27	10	10	10
Média aritmética	121	308	2,81E+07	4,9	7,5	127	5,9	4,1	50,9
Média geométrica	62	173	2,68E+06	4,7	7,5	74	3,1	0,8	44,5
Mediana	81	331	3,59E+06	5,2	7,6	102	7,2	0,5	57,7
Percentil 25%	26	89	6,30E+05	4,6	7,3	26	1,2	0,3	47,0
Percentil 75%	135	385	2,42E+07	6,0	7,8	171	10,5	1,5	61,9
Percentil 10%	9	19	3,25E+04	2,8	7,1	8	0,6	0,2	14,2
Percentil 90%	355	525	1,33E+08	6,4	7,9	227	10,8	18,3	70,4
Desvio padrão	133	280	5,52E+07	1,4	0,4	124	4,6	9,3	20,9
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	3	2	4	2	1	1	0	2	2
% outliers	11%	7%	15%	8%	4%	4%	0%	20%	20%

**Tabela III.10** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-25B-P-UASB+FBP

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	29	30	30	28	30	30	10	10	10
Média aritmética	5	16	1,71E+05	6,9	7,7	83	0,3	1,6	2,7
Média geométrica	2	10	4,13E+03	6,8	7,7	15	0,2	0,9	-
Mediana	2	8	3,26E+03	7,1	7,7	12	0,1	0,7	0,9
Percentil 25%	1	6	5,12E+02	6,8	7,6	3	0,1	0,4	0,8
Percentil 75%	3	15	1,55E+04	7,5	8,0	43	0,3	2,0	1,9
Percentil 10%	1	4	2,20E+02	5,6	7,2	2	0,1	0,3	0,1
Percentil 90%	19	54	8,15E+05	7,7	8,2	115	1,0	4,9	10,1
Desvio padrão	8	21	4,39E+05	1,1	0,5	278	0,4	1,9	3,9
% de censurados	28%	17%	3%	0%	0%	0%	10%	0%	20%
N outliers	5	4	5	4	3	3	1	1	2
% outliers	17%	13%	17%	14%	10%	10%	10%	10%	20%
<b>Jusante</b>									
N	30	30	30	28	30	30	10	10	10
Média aritmética	34	101	1,88E+06	5,8	7,5	106	2,4	2,2	17,4
Média geométrica	23	72	8,71E+05	5,7	7,5	53	1,8	0,6	15,1
Mediana	29	79	1,48E+06	6,1	7,6	51	3,0	0,5	21,1
Percentil 25%	9	38	5,17E+05	5,2	7,3	26	0,9	0,3	6,5
Percentil 75%	50	130	2,49E+06	6,8	7,8	80	3,7	0,8	22,8
Percentil 10%	7	20	1,10E+05	3,6	6,8	17	0,5	0,2	6,0
Percentil 90%	61	211	4,74E+06	7,6	7,8	134	3,9	9,1	23,6
Desvio padrão	29	89	1,71E+06	1,3	0,4	258	1,5	5,1	7,8
% de censurados	0%	0%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	1	2	1	0	1	2	0	2	0
% outliers	3%	7%	3%	0%	3%	7%	0%	20%	0%

Tabela III.11 - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-32B-P-LF

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	30	30	30	29	30	30	10	10	10
Média aritmética	11	26	1,34E+06	5,1	7,3	43	0,3	1,3	2,5
Média geométrica	4	13	4,53E+04	4,9	7,3	11	0,2	0,5	1,2
Mediana	4	9	2,45E+04	4,9	7,3	8	0,1	0,4	0,9
Percentil 25%	2	7	8,66E+03	4,3	7,1	6	0,1	0,2	0,4
Percentil 75%	4	24	8,82E+04	6,1	7,5	16	0,5	2,2	5,8
Percentil 10%	1	5	4,41E+03	3,2	6,8	3	0,1	0,1	0,3
Percentil 90%	41	101	3,27E+06	6,6	7,7	44	0,7	4,4	7,1
Desvio padrão	21	38	4,12E+06	1,3	0,4	146	0,3	2,0	2,9
% de censurados	3%	7%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	30%
N outliers	7	4	6	0	2	5	0	1	0
% outliers	23%	13%	20%	0%	7%	17%	0%	10%	0%
<b>Jusante</b>									
N	30	30	30	29	30	30	10	10	10
Média aritmética	20	61	8,08E+05	5,2	7,4	58	0,8	1,5	3,5
Média geométrica	13	43	8,85E+04	5,0	7,3	28	0,7	0,4	3,1
Mediana	16	46	5,62E+04	5,4	7,4	26	0,8	0,4	2,8
Percentil 25%	7	23	4,26E+04	4,3	7,0	20	0,7	0,2	2,1
Percentil 75%	33	84	1,98E+05	6,2	7,7	38	1,0	1,3	5,2
Percentil 10%	3	15	1,11E+04	3,2	7,0	10	0,3	0,1	1,7
Percentil 90%	45	136	1,50E+06	6,8	7,7	73	1,2	5,6	6,1
Desvio padrão	17	50	2,55E+06	1,4	0,3	151	0,3	2,9	1,8
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	0	1	5	0	0	3	0	1	0
% outliers	0%	3%	17%	0%	0%	10%	0%	10%	0%

**Tabela III.12** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-35B-P-UASB

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	30	30	30	29	30	30	10	10	10
Média aritmética	11	30	3,74E+05	5,0	7,2	217	0,5	0,7	5,6
Média geométrica	8	24	1,32E+05	4,6	7,1	22	0,4	0,4	4,6
Mediana	9	26	1,23E+05	5,3	7,4	17	0,5	0,4	4,9
Percentil 25%	5	14	5,29E+04	3,5	7,2	11	0,2	0,2	2,0
Percentil 75%	14	44	2,75E+05	6,4	7,5	28	0,6	0,8	7,7
Percentil 10%	3	8	1,57E+04	2,4	7,0	6	0,1	0,1	1,9
Percentil 90%	24	62	1,38E+06	7,4	7,6	60	0,9	2,3	10,7
Desvio padrão	8	19	6,24E+05	1,9	0,9	906	0,3	0,9	3,5
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	0	0	5	0	1	4	0	1	0
% outliers	0%	0%	17%	0%	3%	13%	0%	10%	0%
<b>Jusante</b>									
N	30	29	30	29	30	30	10	10	10
Média aritmética	15	49	2,04E+06	4,8	7,2	221	1,5	0,9	16,0
Média geométrica	11	36	5,47E+05	4,4	7,2	29	0,8	0,5	10,0
Mediana	12	35	5,12E+05	4,7	7,3	22	1,2	0,5	12,5
Percentil 25%	5	25	1,41E+05	3,3	7,2	17	0,3	0,3	2,9
Percentil 75%	20	51	1,42E+06	6,5	7,5	37	2,5	1,3	26,6
Percentil 10%	4	13	7,79E+04	1,9	6,9	9	0,2	0,1	2,0
Percentil 90%	29	125	5,74E+06	7,3	7,6	78	3,0	2,5	34,9
Desvio padrão	13	47	3,91E+06	1,8	0,7	896	1,2	1,1	13,2
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	2	3	4	0	1	4	0	1	0
% outliers	7%	10%	13%	0%	3%	13%	0%	10%	0%

**Tabela III.13** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-35D-G-LFA

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	28	29	29	29	29	29	10	10	10
Média aritmética	105	240	3,50E+07	2,4	7,4	101	4,3	2,4	25,7
Média geométrica	82	179	6,11E+06	2,0	7,4	73	3,9	0,5	24,9
Mediana	86	217	7,27E+06	2,0	7,5	85	3,7	0,3	26,0
Percentil 25%	52	85	2,42E+06	1,2	7,4	45	2,4	0,1	23,0
Percentil 75%	136	310	1,51E+07	3,2	7,6	130	5,6	0,8	29,2
Percentil 10%	30	54	5,19E+05	0,9	7,1	24	2,1	0,1	16,6
Percentil 90%	237	493	2,42E+07	4,2	7,7	227	7,6	11,0	34,0
Desvio padrão	70	172	1,33E+08	1,5	0,2	79	2,2	4,9	6,4
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	1	1	2	1	2	2	0	2	1
% outliers	4%	3%	7%	3%	7%	7%	0%	20%	10%
<b>Jusante</b>									
N	28	29	29	29	29	29	10	10	10
Média aritmética	65	176	5,20E+06	4,5	7,5	62	3,4	1,6	24,6
Média geométrica	53	158	1,61E+06	4,1	7,2	53	3,3	0,5	22,7
Mediana	59	173	2,18E+06	4,6	7,8	55	3,2	0,4	23,0
Percentil 25%	36	127	4,87E+05	3,4	7,5	45	2,8	0,1	20,8
Percentil 75%	81	194	5,79E+06	5,6	7,9	76	4,2	1,0	32,9
Percentil 10%	22	86	2,01E+05	1,8	7,2	23	2,2	0,1	11,5
Percentil 90%	106	250	1,55E+07	6,9	8,1	113	4,9	6,4	34,4
Desvio padrão	45	92	8,84E+06	1,7	1,3	32	1,1	2,6	8,9
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	10%	0%
N outliers	2	2	3	0	1	1	0	2	0
% outliers	7%	7%	10%	0%	3%	3%	0%	20%	0%

**Tabela III.14** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-39B-P-UASB+FBP

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	28	28	28	28	28	28	10	8	10
Média aritmética	9	35	7,45E+05	6,0	7,7	53	0,6	1,2	5,5
Média geométrica	7	24	4,25E+04	6,0	7,6	32	0,5	1,0	4,0
Mediana	7	20	2,95E+04	6,1	7,8	32	0,6	1,0	5,9
Percentil 25%	4	15	9,60E+03	5,3	7,5	20	0,3	0,8	2,0
Percentil 75%	11	43	2,21E+05	6,8	7,9	45	0,9	1,2	8,3
Percentil 10%	3	6	2,43E+03	4,7	7,3	12	0,2	0,5	1,2
Percentil 90%	15	65	3,20E+06	7,3	8,1	148	0,9	3,2	9,5
Desvio padrão	7	39	2,09E+06	1,1	0,4	75	0,3	0,8	3,4
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	10%
N outliers	2	2	4	0	2	4	0	1	0
% outliers	7%	7%	14%	0%	7%	14%	0%	13%	0%
<b>Jusante</b>									
N	28	28	28	28	28	28	10	8	10
Média aritmética	9	33	9,09E+05	5,7	7,6	51	0,9	2,4	7,8
Média geométrica	8	28	1,21E+05	5,6	7,6	29	0,8	1,7	6,9
Mediana	8	29	5,96E+04	5,7	7,7	24	0,8	1,2	8,9
Percentil 25%	6	18	2,77E+04	5,1	7,6	14	0,7	1,0	6,4
Percentil 75%	12	39	5,74E+05	6,3	7,8	53	1,1	3,0	10,0
Percentil 10%	4	17	1,60E+04	4,5	7,3	9	0,5	0,7	2,4
Percentil 90%	15	62	3,65E+06	7,5	7,9	139	1,3	7,9	11,2
Desvio padrão	5	19	1,91E+06	1,0	0,4	78	0,3	2,5	3,3
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	10%
N outliers	1	2	5	1	4	3	0	1	0
% outliers	4%	7%	18%	4%	14%	11%	0%	13%	0%

**Tabela III.15** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-43A-P-LAP

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	28	28	28	28	28	28	10	10	10
Média aritmética	27	83	3,15E+06	5,4	7,8	152	1,3	0,4	13,5
Média geométrica	19	57	9,26E+05	4,9	7,8	34	1,2	0,2	13,2
Mediana	20	49	1,24E+06	5,7	7,9	25	1,4	0,2	14,5
Percentil 25%	11	35	3,36E+05	4,4	7,6	13	0,8	0,1	11,0
Percentil 75%	35	83	3,53E+06	7,0	8,0	45	1,5	0,2	15,5
Percentil 10%	6	23	2,91E+04	2,3	7,2	10	0,7	0,0	9,2
Percentil 90%	51	226	8,66E+06	7,7	8,2	342	2,0	1,6	17,1
Desvio padrão	27	91	5,21E+06	2,0	0,3	414	0,5	0,7	3,1
% de censurados	0%	0%	4%	0%	0%	0%	0%	20%	0%
N outliers	1	4	3	0	0	4	0	2	0
% outliers	4%	14%	11%	0%	0%	14%	0%	20%	0%
<b>Jusante</b>									
N	29	29	29	29	29	29	10	10	10
Média aritmética	43	109	4,33E+06	5,5	7,8	112	1,4	2,7	12,8
Média geométrica	27	67	1,13E+06	5,3	7,8	42	1,2	0,3	12,2
Mediana	23	60	8,86E+05	5,7	7,8	29	1,1	0,2	13,1
Percentil 25%	15	36	3,78E+05	4,7	7,6	18	0,9	0,1	11,9
Percentil 75%	43	138	4,61E+06	6,7	7,9	100	1,9	0,4	14,5
Percentil 10%	7	18	1,44E+05	3,0	7,3	12	0,6	0,1	7,1
Percentil 90%	125	372	1,10E+07	7,4	8,2	246	2,8	12,6	17,2
Desvio padrão	51	118	8,63E+06	1,6	0,3	229	0,8	7,4	3,6
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	10%	0%
N outliers	5	4	3	0	3	3	0	2	3
% outliers	17%	14%	10%	0%	10%	10%	0%	20%	30%

**Tabela III.16** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-43B-M-LAP

Estatística	Parâmetros								
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	P-total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)
<b>Montante</b>									
N	29	30	30	30	30	30	10	10	9
Média aritmética	12	33	9,58E+05	5,3	7,7	122	0,9	3,4	5,9
Média geométrica	7	21	2,18E+04	5,1	7,7	41	0,7	1,5	4,9
Mediana	6	21	1,55E+04	5,4	7,8	33	0,6	1,5	7,1
Percentil 25%	5	10	7,50E+03	4,5	7,6	14	0,4	0,7	2,6
Percentil 75%	9	32	6,13E+04	6,0	7,9	66	1,1	3,4	8,1
Percentil 10%	3	9	2,02E+03	3,5	7,6	8	0,3	0,3	2,0
Percentil 90%	13	66	1,89E+06	6,7	8,0	513	2,3	11,7	10,8
Desvio padrão	23	44	3,71E+06	1,2	0,3	234	0,9	5,5	3,4
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	2	3	5	0	1	5	1	1	0
% outliers	7%	10%	17%	0%	3%	17%	10%	10%	0%
<b>Jusante</b>									
N	30	30	30	30	30	29	10	10	9
Média aritmética	8	24	3,15E+05	5,7	7,7	118	0,9	2,5	4,6
Média geométrica	7	21	2,84E+04	5,6	7,7	42	0,7	1,5	3,2
Mediana	7	20	2,41E+04	5,6	7,8	37	0,6	1,1	4,0
Percentil 25%	5	14	1,20E+04	5,1	7,7	18	0,4	0,9	2,0
Percentil 75%	10	34	6,13E+04	6,2	7,9	62	1,2	2,3	7,5
Percentil 10%	3	10	3,73E+03	4,5	7,5	10	0,2	0,5	0,2
Percentil 90%	14	43	4,97E+05	6,8	8,0	589	2,0	8,1	10,4
Desvio padrão	4	12	9,84E+05	0,9	0,3	230	0,8	3,7	3,3
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N outliers	0	0	4	1	1	6	1	1	0
% outliers	0%	0%	13%	3%	3%	21%	10%	10%	0%

## APÊNDICE IV

**Tabela IV.1 - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-48A-P-UASB+FAN**

Estatística	Parâmetros					pH
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)		
<b>Afluente</b>						
N	19	18	19	-	-	-
Média aritmética	583	1204	10,0	-	-	-
Média geométrica	517	1069	7,1	-	-	-
Mediana	567	1330	10,0	-	-	-
Percentil 25%	485	870	4,0	-	-	-
Percentil 75%	756	1608	14,0	-	-	-
Desvio padrão	261	488	6,7	-	-	-
% de censurados	0%	0%	0%	-	-	-
N outliers	0	0	0	-	-	-
% outliers	0%	0%	0%	-	-	-
<b>Efluente</b>						
N	19	18	19	19	19	19
Média aritmética	65	171	0,3	5,48E+06	7,3	7,3
Média geométrica	62	162	0,2	2,24E+06	7,3	7,3
Mediana	54	170	0,5	1,90E+06	7,4	7,4
Percentil 25%	50	146	0,1	1,40E+06	7,3	7,3
Percentil 75%	78	202	0,5	3,10E+06	7,4	7,4
Desvio padrão	23	56	0,2	1,10E+07	0,1	0,1
% de censurados	0%	0%	68%	0%	0%	0%
N outliers	1	1	0	2	1	1
% outliers	5%	6%	0%	11%	5%	5%
<b>Eficiência de remoção (%)</b>						
N	19	18	19	-	-	-
Média aritmética	86	83	94	-	-	-
Média geométrica	86	83	94	-	-	-
Mediana	90	88	96	-	-	-
Percentil 25%	79	83	93	-	-	-
Percentil 75%	92	88	99	-	-	-
Desvio padrão	8	8	7	-	-	-

**Tabela IV.2** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-48B-P-TS+FAN

Estatística	Parâmetros					
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH	
<b>Afluente</b>	N	19	19	19	-	-
	Média aritmética	851	1622	14,1	-	-
	Média geométrica	807	1590	11,0	-	-
	Mediana	758	1624	13,0	-	-
	Percentil 25%	682	1418	9,0	-	-
	Percentil 75%	1044	1782	18,0	-	-
	Desvio padrão	307	338	7,4	-	-
	% de censurados	0%	0%	0%	-	-
	N outliers	1	1	0	-	-
	% outliers	5%	5%	0%	-	-
<b>Efluente</b>	N	19	19	19	19	18
	Média aritmética	251	568	0,7	1,01E+07	7,2
	Média geométrica	241	559	0,6	6,27E+06	7,2
	Mediana	240	572	0,5	8,20E+06	7,2
	Percentil 25%	197	514	0,5	4,10E+06	7,1
	Percentil 75%	327	638	1,0	1,40E+07	7,3
	Desvio padrão	73	97	0,6	8,68E+06	0,1
	% de censurados	0%	0%	47%	0%	0%
	N outliers	0	0	1	0	1
	% outliers	0%	0%	5%	0%	6%
<b>Eficiência de remoção (%)</b>	N	19	18	19	-	-
	Média aritmética	69	64	89	-	-
	Média geométrica	68	63	-	-	-
	Mediana	71	65	95	-	-
	Percentil 25%	63	58	92	-	-
	Percentil 75%	74	70	97	-	-
	Desvio padrão	9	9	22	-	-

**Tabela IV.3** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-48C-P-TS+FAN

Estatística	Parâmetros					
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH	
<b>Afluente</b>	N	18	19	19	-	-
	Média aritmética	911	1608	13,3	-	-
	Média geométrica	758	1429	8,1	-	-
	Mediana	619	1293	7,0	-	-
	Percentil 25%	564	1202	5,0	-	-
	Percentil 75%	831	1535	13,0	-	-
	Desvio padrão	752	953	18,5	-	-
	% de censurados	0%	0%	0%	-	-
	N outliers	2	3	3	-	-
	% outliers	11%	16%	16%	-	-
<b>Efluente</b>	N	19	18	19	19	19
	Média aritmética	354	726	0,4	2,08E+07	7,1
	Média geométrica	341	714	0,4	7,59E+06	7,1
	Mediana	344	741	0,5	6,90E+06	7,1
	Percentil 25%	270	605	0,3	4,60E+06	7,0
	Percentil 75%	404	821	0,5	8,40E+06	7,2
	Desvio padrão	100	130	0,1	5,42E+07	0,2
	% de censurados	0%	0%	47%	5%	0%
	N outliers	0	0	0	2	1
	% outliers	0%	0%	0%	11%	5%
<b>Eficiência de remoção (%)</b>	N	18	18	19	-	-
	Média aritmética	50	45	92	-	-
	Média geométrica	48	-	92	-	-
	Mediana	47	44	94	-	-
	Percentil 25%	38	35	90	-	-
	Percentil 75%	59	61	97	-	-
	Desvio padrão	16	23	8	-	-

**Tabela IV.4** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-50-P-UASB+LF

Estatística	Parâmetros					
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH	
<b>Afluente</b>	N	19	18	19	-	-
	Média aritmética	737	1428	11,7	-	-
	Média geométrica	692	1371	10,1	-	-
	Mediana	700	1388	11,0	-	-
	Percentil 25%	490	1220	6,5	-	-
	Percentil 75%	904	1609	16,0	-	-
	Desvio padrão	263	445	6,2	-	-
	% de censurados	0%	0%	0%	-	-
	N <i>outliers</i>	0	1	0	-	-
	% <i>outliers</i>	0%	6%	0%	-	-
<b>Efluente</b>	N	19	18	19	18	19
	Média aritmética	65	222	0,4	3,16E+05	8,1
	Média geométrica	59	207	0,4	4,45E+04	8,0
	Mediana	52	231	0,5	6,90E+04	8,1
	Percentil 25%	46	133	0,3	1,20E+04	7,9
	Percentil 75%	73	287	0,5	1,00E+05	8,3
	Desvio padrão	35	80	0,1	1,02E+06	0,2
	% de censurados	0%	0%	53%	22%	0%
	N <i>outliers</i>	2	0	0	2	0
	% <i>outliers</i>	11%	0%	0%	11%	0%
<b>Eficiência de remoção (%)</b>	N	19	18	19	-	-
	Média aritmética	90	84	95	-	-
	Média geométrica	90	83	95	-	-
	Mediana	91	84	96	-	-
	Percentil 25%	89	81	95	-	-
	Percentil 75%	93	90	97	-	-
	Desvio padrão	6	6	3	-	-

**Tabela IV.5** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-51-P-UASB+FBP

Estatística	Parâmetros					
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH	
<b>Afluente</b>	N	19	17	19	-	-
	Média aritmética	618	1400	9,7	-	-
	Média geométrica	563	1267	7,8	-	-
	Mediana	624	1454	8,0	-	-
	Percentil 25%	398	1074	5,0	-	-
	Percentil 75%	795	1683	13,0	-	-
	Desvio padrão	239	558	6,9	-	-
	% de censurados	0%	0%	0%	-	-
	N outliers	0	0	1	-	-
	% outliers	0%	0%	5%	-	-
<b>Efluente</b>	N	18	17	19	19	19
	Média aritmética	46	152	0,3	8,28E+06	7,4
	Média geométrica	41	132	0,2	9,27E+05	7,2
	Mediana	48	121	0,5	7,30E+05	7,7
	Percentil 25%	29	90	0,1	3,10E+05	7,5
	Percentil 75%	58	170	0,5	1,70E+06	8,0
	Desvio padrão	21	96	0,2	3,19E+07	1,3
	% de censurados	0%	0%	63%	0%	0%
	N outliers	0	1	0	1	1
	% outliers	0%	6%	0%	5%	5%
<b>Eficiência de remoção (%)</b>	N	18	17	19	-	-
	Média aritmética	92	88	94	-	-
	Média geométrica	92	88	94	-	-
	Mediana	92	89	98	-	-
	Percentil 25%	90	85	94	-	-
	Percentil 75%	95	93	99	-	-
	Desvio padrão	3	6	7	-	-

**Tabela IV.6 - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-53-P-LAN+LF+LM**

Estatística	Parâmetros					
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH	
<b>Afluente</b>	N	16	15	16	-	-
	Média aritmética	584	1292	13,4	-	-
	Média geométrica	561	1226	9,9	-	-
	Mediana	553	1116	8,0	-	-
	Percentil 25%	473	958	5,8	-	-
	Percentil 75%	681	1328	15,5	-	-
	Desvio padrão	174	481	14,6	-	-
	% de censurados	0%	0%	0%	-	-
	N outliers	0	3	1	-	-
	% outliers	0%	20%	6%	-	-
<b>Efluente</b>	N	16	15	16	16	16
	Média aritmética	71	251	0,7	1,35E+06	9,5
	Média geométrica	64	240	0,4	1,29E+04	9,4
	Mediana	81	255	0,5	1,45E+04	9,5
	Percentil 25%	42	189	0,4	1,00E+03	9,2
	Percentil 75%	93	314	0,5	1,00E+05	9,7
	Desvio padrão	30	73	1,2	3,95E+06	0,4
	% de censurados	0%	0%	81%	69%	0%
	N outliers	0	0	5	2	0
	% outliers	0%	0%	31%	13%	0%
<b>Eficiência de remoção (%)</b>	N	16	15	16	-	-
	Média aritmética	87	78	91	-	-
	Média geométrica	87	78	89	-	-
	Mediana	86	77	95	-	-
	Percentil 25%	84	72	89	-	-
	Percentil 75%	93	88	99	-	-
	Desvio padrão	7	10	15	-	-

**Tabela IV.7** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-56-P-LAN+LF+LM

Estatística	Parâmetros				
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH
<b>Afluente</b>					
N	19	18	19	-	-
Média aritmética	587	1369	11,6	-	-
Média geométrica	523	1172	7,5	-	-
Mediana	484	1290	8,0	-	-
Percentil 25%	428	957	5,4	-	-
Percentil 75%	849	1492	11,0	-	-
Desvio padrão	282	817	17,1	-	-
% de censurados	0%	0%	0%	-	-
N outliers	0	2	1	-	-
% outliers	0%	11%	5%	-	-
<b>Efluente</b>					
N	19	18	19	18	19
Média aritmética	86	283	0,5	1,06E+09	9,2
Média geométrica	77	265	0,3	2,58E+04	9,2
Mediana	79	256	0,5	1,00E+03	9,3
Percentil 25%	54	197	0,1	1,00E+03	8,8
Percentil 75%	129	377	0,5	2,00E+05	9,6
Desvio padrão	39	101	0,5	4,59E+09	0,5
% de censurados	0%	0%	89%	61%	0%
N outliers	0	0	1	3	0
% outliers	0%	0%	5%	17%	0%
<b>Eficiência de remoção (%)</b>					
N	19	18	19	-	-
Média aritmética	83	75	94	-	-
Média geométrica	82	74	94	-	-
Mediana	85	78	95	-	-
Percentil 25%	77	70	94	-	-
Percentil 75%	91	84	98	-	-
Desvio padrão	9	12	6	-	-

**Tabela IV.8** - Estatística descritiva das concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção da ETE-63-P-UASB+FBP

		Parâmetros				
	Estatística	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	S-Sedim (mL/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	pH
<b>Afluente</b>	N	18	18	18	-	-
	Média aritmética	243	505	5,9	-	-
	Média geométrica	236	491	5,7	-	-
	Mediana	252	517	5,1	-	-
	Percentil 25%	218	460	4,6	-	-
	Percentil 75%	277	581	7,0	-	-
	Desvio padrão	53	110	2,0	-	-
	% de censurados	0%	0%	0%	-	-
	N outliers	1	1	1	-	-
	% outliers	6%	6%	6%	-	-
<b>Efluente</b>	N	18	18	18	18	18
	Média aritmética	65	138	0,8	2,25E+06	7,5
	Média geométrica	62	132	0,6	1,36E+06	7,5
	Mediana	61	135	0,7	1,45E+06	7,4
	Percentil 25%	56	118	0,4	6,22E+05	7,2
	Percentil 75%	70	144	0,9	2,50E+06	7,7
	Desvio padrão	22	41	0,5	2,30E+06	0,4
	% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%
	N outliers	3	3	2	3	1
	% outliers	17%	17%	11%	17%	6%
<b>Eficiência de remoção (%)</b>	N	18	18	18	-	-
	Média aritmética	73	73	85	-	-
	Média geométrica	73	72	85	-	-
	Mediana	73	72	90	-	-
	Percentil 25%	71	71	80	-	-
	Percentil 75%	78	76	94	-	-
	Desvio padrão	6	5	11	-	-

## APÊNDICE V

**Tabela V.1** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de DBO das ETEs da UPGRH SF6

	<b>ETE-48A</b>	<b>ETE-50</b>	<b>ETE-51</b>	<b>ETE-63</b>	<b>ETE-48B</b>	<b>ETE-48C</b>	<b>ETE-53</b>	<b>ETE-56</b>
<i>ETE-48A</i>		=	=	=	↓	↓	=	=
<i>ETE-50</i>	=		=	=	↓	↓	=	=
<i>ETE-51</i>	=	=		=	↓	↓	=	=
<i>ETE-63</i>	=	=	=		↓	↓	=	=
<i>ETE-48B</i>	↑	↑	↑	↑		=	↑	↑
<i>ETE-48C</i>	↑	↑	↑	↑	=		↑	↑
<i>ETE-53</i>	=	=	=	=	↓	↓		=
<i>ETE-56</i>	=	=	=	=	↓	↓	=	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela V.2** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de DQO das ETEs da UPGRH SF6

	<b>ETE-48A</b>	<b>ETE-50</b>	<b>ETE-51</b>	<b>ETE-63</b>	<b>ETE-48B</b>	<b>ETE-48C</b>	<b>ETE-53</b>	<b>ETE-56</b>
<i>ETE-48A</i>		=	=	=	↓	↓	=	=
<i>ETE-50</i>	=		=	=	↓	↓	=	=
<i>ETE-51</i>	=	=		=	↓	↓	=	↓
<i>ETE-63</i>	=	=	=		↓	↓	=	↓
<i>ETE-48B</i>	↑	↑	↑	↑		=	↑	=
<i>ETE-48C</i>	↑	↑	↑	↑	=		↑	↑
<i>ETE-53</i>	=	=	=	=	↓	↓		=
<i>ETE-56</i>	=	=	↑	↑	=	↓	=	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela V.3** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando os teores efluentes de S-Sedim das ETEs da UPGRH SF6

	<b>ETE-48A</b>	<b>ETE-50</b>	<b>ETE-51</b>	<b>ETE-63</b>	<b>ETE-48B</b>	<b>ETE-48C</b>	<b>ETE-53</b>	<b>ETE-56</b>
<i>ETE-48A</i>		=	=	↓	↓	=	=	=
<i>ETE-50</i>	=		=	=	=	=	=	=
<i>ETE-51</i>	=	=		↓	↓	=	=	=
<i>ETE-63</i>	↑	=	↑		=	=	=	=
<i>ETE-48B</i>	↑	=	↑	=		=	=	=
<i>ETE-48C</i>	=	=	=	=	=		=	=
<i>ETE-53</i>	=	=	=	=	=	=		=
<i>ETE-56</i>	=	=	=	=	=	=	=	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela V.4** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as concentrações efluentes de *E. coli* das ETEs da UPGRH SF6

	<b>ETE-48A</b>	<b>ETE-50</b>	<b>ETE-51</b>	<b>ETE-63</b>	<b>ETE-48B</b>	<b>ETE-48C</b>	<b>ETE-53</b>	<b>ETE-56</b>
<i>ETE-48A</i>		↑	=	=	=	=	↑	↑
<i>ETE-50</i>	↓		=	↓	↓	↓	=	=
<i>ETE-51</i>	=	=		=	↓	↓	=	=
<i>ETE-63</i>	=	↑	=		=	=	↑	=
<i>ETE-48B</i>	=	↑	↑	=		=	↑	↑
<i>ETE-48C</i>	=	↑	↑	=	=		↑	↑
<i>ETE-53</i>	↓	=	=	↓	↓	↓		=
<i>ETE-56</i>	↓	=	=	=	↓	↓	=	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela V.5** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando os valores efluentes de pH das ETEs da UPGRH SF6

	<b>ETE-48A</b>	<b>ETE-50</b>	<b>ETE-51</b>	<b>ETE-63</b>	<b>ETE-48B</b>	<b>ETE-48C</b>	<b>ETE-53</b>	<b>ETE-56</b>
<i>ETE-48A</i>		↓	=	=	=	=	↓	↓
<i>ETE-50</i>	↑		=	=	↑	↑	=	=
<i>ETE-51</i>	=	=		=	=	↑	↓	↓
<i>ETE-63</i>	=	=	=		=	=	↓	↓
<i>ETE-48B</i>	=	↓	=	=		=	↓	↓
<i>ETE-48C</i>	=	↓	↓	=	=		↓	↓
<i>ETE-53</i>	↑	=	↑	↑	↑	↑		=
<i>ETE-56</i>	↑	=	↑	↑	↑	↑	=	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela V.6** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as eficiências de remoção de DBO das ETEs da UPGRH SF6

	<b>ETE-48A</b>	<b>ETE-50</b>	<b>ETE-51</b>	<b>ETE-63</b>	<b>ETE-48B</b>	<b>ETE-48C</b>	<b>ETE-53</b>	<b>ETE-56</b>
<i>ETE-48A</i>		=	=	↑	↑	↑	=	=
<i>ETE-50</i>	=		=	↑	↑	↑	=	=
<i>ETE-51</i>	=	=		↑	↑	↑	=	=
<i>ETE-63</i>	↓	↓	↓		=	=	↓	=
<i>ETE-48B</i>	↓	↓	↓	=		=	↓	=
<i>ETE-48C</i>	↓	↓	↓	=	=		↓	↓
<i>ETE-53</i>	=	=	=	↑	↑	↑		=
<i>ETE-56</i>	=	=	=	=	=	↑	=	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela V.7** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as eficiências de remoção de DQO das ETEs da UPGRH SF6

	<b>ETE-48A</b>	<b>ETE-50</b>	<b>ETE-51</b>	<b>ETE-63</b>	<b>ETE-48B</b>	<b>ETE-48C</b>	<b>ETE-53</b>	<b>ETE-56</b>
<i>ETE-48A</i>		=	=	=	↑	↑	=	=
<i>ETE-50</i>	=		=	=	↑	↑	=	=
<i>ETE-51</i>	=	=		↑	↑	↑	=	↑
<i>ETE-63</i>	=	=	↓		=	=	=	=
<i>ETE-48B</i>	↓	↓	↓	=		=	=	=
<i>ETE-48C</i>	↓	↓	↓	=	=		↓	↓
<i>ETE-53</i>	=	=	=	=	=	↑		=
<i>ETE-56</i>	=	=	↓	=	=	↑	=	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

**Tabela V.8** - Resultado do teste de comparações múltiplas, após diferença indicada pelo teste de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), considerando as eficiências de remoção de S-Sedim das ETEs da UPGRH SF6

	<b>ETE-48A</b>	<b>ETE-50</b>	<b>ETE-51</b>	<b>ETE-63</b>	<b>ETE-48B</b>	<b>ETE-48C</b>	<b>ETE-53</b>	<b>ETE-56</b>
<i>ETE-48A</i>		=	=	↑	=	=	=	=
<i>ETE-50</i>	=		=	↑	=	=	=	=
<i>ETE-51</i>	=	=		↑	=	=	=	=
<i>ETE-63</i>	↓	↓	↓		=	=	=	↓
<i>ETE-48B</i>	=	=	=	=		=	=	=
<i>ETE-48C</i>	=	=	=	=	=		=	=
<i>ETE-53</i>	=	=	=	=	=	=		=
<i>ETE-56</i>	=	=	=	↑	=	=	=	

= Grupo em itálico (à esquerda) não se difere significativamente do grupo em negrito (acima);

↑ grupo em itálico (à esquerda) significativamente maior que o grupo em negrito (acima);

↓ grupo em itálico (à esquerda) significativamente menor que o grupo em negrito (acima).

## APÊNDICE VI

**Tabela VI.1** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-48A-P-UASB+FAN

Estatística	Parâmetros					
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)
<b>Montante</b>						
N	19	18	19	19	18	19
Média aritmética	7	24	3,22E+06	3,1	7,3	173
Média geométrica	6	22	2,05E+03	2,8	7,3	12
Mediana	7	20	1,00E+03	3,1	7,3	9
Percentil 25%	2	20	2,00E+02	1,7	7,2	4
Percentil 75%	11	25	1,60E+04	4,1	7,4	15
Percentil 10%	2	16	4,10E+01	1,6	7,1	2
Percentil 90%	13	48	1,00E+05	4,9	7,6	103
Desvio padrão	4	11	1,40E+07	1,2	0,2	685
% de censurados	21%	39%	11%	0%	0%	0
N outliers	0	3	2	0	1	3
% outliers	0%	17%	11%	0%	6%	0
<b>Jusante</b>						
N	19	18	19	19	18	19
Média aritmética	28	72	9,98E+05	2,5	7,7	59
Média geométrica	22	61	5,89E+04	1,7	7,7	15
Mediana	25	68	5,20E+04	1,6	7,8	10
Percentil 25%	18	47	1,50E+04	1,0	7,4	6
Percentil 75%	31	98	2,20E+05	3,9	8,0	22
Percentil 10%	9	22	1,00E+03	0,8	7,3	3
Percentil 90%	60	134	1,70E+06	4,8	8,1	73
Desvio padrão	23	40	3,42E+06	1,9	0,3	175
% de censurados	0%	0%	11%	5%	0%	0
N outliers	2	0	3	0	0	4
% outliers	11%	0%	16%	0%	0%	0

**Tabela VI.2** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-48B-P-TS+FAN

Estatística	Parâmetros					
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)
<b>Montante</b>						
N	15	15	15	15	15	14
Média aritmética	2	15	4,62E+03	6,2	7,0	36
Média geométrica	1	13	9,98E+02	5,9	7,0	9
Mediana	1	12	1,00E+03	6,7	7,0	6
Percentil 25%	1	10	7,20E+02	5,2	6,7	5
Percentil 75%	3	20	3,90E+03	7,8	7,5	16
Percentil 10%	0	4	3,10E+01	4,0	6,5	3
Percentil 90%	8	20	8,50E+03	7,9	7,8	24
Desvio padrão	3	9	1,08E+04	1,7	0,6	100
% de censurados	13%	60%	20%	0%	0%	0
N <i>outliers</i>	3	1	1	0	0	1
% <i>outliers</i>	20%	7%	7%	0%	0%	0
<b>Jusante</b>						
N	19	19	19	16	19	17
Média aritmética	95	211	5,41E+06	1,9	7,7	44
Média geométrica	76	164	2,05E+06	1,3	7,7	34
Mediana	81	177	2,20E+06	1,5	7,6	35
Percentil 25%	33	107	1,50E+06	1,0	7,5	22
Percentil 75%	147	326	2,50E+06	2,8	7,9	57
Percentil 10%	25	41	3,90E+05	0,2	7,3	12
Percentil 90%	201	425	5,90E+06	3,7	8,1	93
Desvio padrão	58	138	1,35E+07	1,3	0,3	35
% de censurados	0%	0%	16%	6%	0%	0
N <i>outliers</i>	0	0	4	0	0	1
% <i>outliers</i>	0%	0%	21%	0%	0%	6%

**Tabela VI.3** - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-48C-P-TS+FAN

Estatística	Parâmetros						
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)	
<b>Montante</b>	<b>Rio a montante seco durante todo o período analisado</b>						
N	19	19	19	15	19	17	
Média aritmética	76	203	1,76E+06	2,8	7,8	60	
Média geométrica	67	181	9,33E+05	1,7	7,8	49	
Mediana	60	164	1,00E+06	1,9	7,8	55	
Percentil 25%	53	116	2,50E+05	0,8	7,6	31	
Percentil 75%	93	306	2,60E+06	3,0	8,0	85	
<b>Jusante</b>	Percentil 10%	33	102	1,30E+05	0,5	7,5	18
Percentil 90%	134	357	4,40E+06	6,8	8,3	111	
Desvio padrão	40	103	1,76E+06	3,1	0,4	37	
% de censurados	0%	0%	5%	0%	0%	0	
N <i>outliers</i>	1	0	1	2	1	0	
% <i>outliers</i>	5%	0%	5%	13%	5%	0	

**Tabela VI.4 - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-50-P-UASB+LF**

Estatística	Parâmetros					
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)
<b>Montante</b>						
N	19	18	19	18	19	19
Média aritmética	33	110	6,21E+05	1,5	7,8	34
Média geométrica	20	72	4,62E+04	0,7	7,8	26
Mediana	26	78	5,00E+04	0,8	7,8	25
Percentil 25%	10	29	4,10E+03	0,1	7,5	13
Percentil 75%	49	154	4,10E+05	3,5	8,0	49
Percentil 10%	2	16	1,00E+03	0,1	7,4	7
Percentil 90%	84	257	8,60E+05	4,1	8,1	78
Desvio padrão	27	95	1,95E+06	1,6	0,3	24
% de censurados	0%	0%	16%	28%	0%	0
N outliers	0	1	1	0	0	0
% outliers	0%	6%	5%	0%	0%	0
<b>Jusante</b>						
N	19	18	19	18	19	19
Média aritmética	39	128	1,29E+06	1,5	7,8	37
Média geométrica	25	90	6,50E+04	0,8	7,8	29
Mediana	26	113	8,60E+04	0,6	7,8	31
Percentil 25%	15	37	1,90E+04	0,4	7,6	18
Percentil 75%	66	205	3,10E+05	2,3	8,0	54
Percentil 10%	2	19	1,00E+03	0,1	7,5	8
Percentil 90%	85	267	9,60E+05	3,6	8,1	81
Desvio padrão	28	97	4,78E+06	1,6	0,3	24
% de censurados	0%	0%	11%	22%	0%	0
N outliers	0	0	2	1	0	0
% outliers	0%	0%	11%	6%	0%	0

**Tabela VI.5 - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-51-P-UASB+FBP**

Estatística	Parâmetros					
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)
<b>Montante</b>						
N	18	18	18	18	17	18
Média aritmética	2	19	8,90E+05	5,9	7,3	8
Média geométrica	1	15	6,44E+02	5,5	7,3	3
Mediana	2	20	4,50E+02	6,2	7,2	3
Percentil 25%	1	10	9,70E+01	5,2	6,8	2
Percentil 75%	3	20	1,00E+03	6,8	8,0	5
Percentil 10%	0	5	6,30E+01	3,3	6,6	2
Percentil 90%	5	44	2,00E+03	7,8	8,5	17
Desvio padrão	2	13	3,77E+06	1,8	0,7	17
% de censurados	22%	67%	17%	0%	0%	0
N <i>outliers</i>	1	3	1	1	0	2
% <i>outliers</i>	6%	17%	6%	6%	0%	0
<b>Jusante</b>						
N	19	18	19	19	18	19
Média aritmética	5	19	3,26E+06	4,9	7,2	8
Média geométrica	3	16	1,68E+04	4,6	7,2	7
Mediana	3	20	1,50E+04	4,8	7,1	7
Percentil 25%	2	11	2,00E+03	4,1	6,9	6
Percentil 75%	8	21	7,40E+04	5,7	7,6	9
Percentil 10%	1	5	1,00E+03	2,3	6,7	4
Percentil 90%	10	30	3,60E+05	6,5	7,8	16
Desvio padrão	5	12	1,40E+07	1,6	0,4	4
% de censurados	5%	50%	0%	0%	0%	0
N <i>outliers</i>	1	1	2	1	0	3
% <i>outliers</i>	5%	6%	11%	5%	0%	0

**Tabela VI.6 - Estatística descritiva das concentrações a montante e a jusante do lançamento no corpo receptor da ETE-63-P-UASB+FBP**

Estatística	Parâmetros					
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)
<b>Montante</b>						
N	18	18	18	18	18	18
Média aritmética	13	31	2,09E+04	3,3	7,2	6
Média geométrica	12	30	3,05E+03	2,6	7,2	3
Mediana	13	31	3,10E+03	3,0	7,1	3
Percentil 25%	11	30	8,80E+02	2,0	7,0	2
Percentil 75%	13	35	6,60E+03	3,5	7,4	8
Percentil 10%	8	20	2,00E+02	0,8	6,9	1
Percentil 90%	19	38	6,90E+04	6,8	7,7	15
Desvio padrão	4	6	5,93E+04	2,0	0,3	6
% de censurados	0%	0%	0%	0%	0%	0
N <i>outliers</i>	4	2	3	3	0	1
% <i>outliers</i>	22%	11%	17%	17%	0%	0
<b>Jusante</b>						
N	18	18	18	18	18	18
Média aritmética	26	57	4,75E+04	2,1	7,4	11
Média geométrica	22	50	9,67E+03	1,3	7,3	7
Mediana	21	52	6,55E+03	2,3	7,3	6
Percentil 25%	15	36	4,40E+03	1,3	7,2	4
Percentil 75%	29	64	3,70E+04	3,0	7,5	17
Percentil 10%	11	21	3,40E+02	0,1	7,0	2
Percentil 90%	59	124	3,10E+05	3,8	7,8	25
Desvio padrão	15	32	9,77E+04	1,3	0,3	10
% de censurados	0%	0%	0%	0	0%	0
N <i>outliers</i>	2	2	2	0	0	1
% <i>outliers</i>	11%	11%	11%	0%	0%	0