



CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIVATES  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE AERAÇÃO E DA EFICIÊNCIA DO  
SISTEMA MODULAR UTILIZADO NO TRATAMENTO DOS  
EFLUENTES GERADOS NO CENTRO CULTURAL UNIVATES**

Roberto Henrique Walter

Lajeado, novembro de 2016

Roberto Henrique Walter

**AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE AERAÇÃO E DA EFICIÊNCIA DO  
SISTEMA MODULAR UTILIZADO NO TRATAMENTO DOS  
EFLUENTES GERADOS NO CENTRO CULTURAL UNIVATES**

Trabalho de Conclusão de Curso II apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental do Centro Universitário UNIVATES, como parte dos requisitos para a obtenção do título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Profa. Ma. Maria Cristina de Almeida Silva

Lajeado, novembro de 2016

## **AGRADECIMENTOS**

O meu mais profundo e sincero agradecimento aos meus pais, Nestor e Lourdes, pela fibra, pela dedicação, pelo amor incondicional. Sem o apoio de vocês nunca chegaria até aqui.

À minha avó Lori e aos meus saudosos avós Edgar, Theobaldo e Leontina, pelos valores que me ensinaram e que levarei comigo para o resto de minha vida.

Aos meus estimados irmãos César e Jéferson, por todo o auxílio prestado, à minha cunhada Deisi e à minha sobrinha Joana.

À coordenação do curso de Engenharia Ambiental e ao corpo docente da Univates, que compartilha diariamente seus conhecimentos com empenho e dedicação.

Em especial à minha orientadora, professora Maria Cristina, a quem muito admiro, pela paciência, pela atenção e pela confiança.

À Gestão Ambiental da Univates e à equipe do Laboratório de Biorreatores, por permitirem o desenvolvido do presente estudo.

A todos amigos que conquistei ao longo desta jornada, pela paciência, pelo incentivo e por acreditarem no meu potencial.

Em especial, aos amigos e colegas de curso, tanto os que já concluíram esta etapa de suas vidas acadêmicas, quanto os que continuam nesta caminhada, ou os que optaram em seguir por novos rumos, pela parceria de anos e por todos os momentos de descontração.

Enfim, externo toda a minha gratidão a todos que contribuíram de alguma forma para a minha formação. Muito obrigado!

## RESUMO

Os sistemas de tratamento de efluentes buscam a eficiência na remoção ou transformação de substâncias indesejáveis, reduzindo os impactos gerados pelas atividades humanas e atendendo os padrões de lançamento de efluentes, determinados pelas legislações vigentes. O presente estudo tem como objetivo avaliar a eficiência da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) do Centro Cultural Univates (CCU), composta por um sistema modular com dois reatores anaeróbios, um reator aeróbio, contendo meio suporte de leito móvel, um decantador e um tanque de contato. Esta avaliação foi realizada em três cenários distintos, sendo cada um monitorado por seis semanas consecutivas. No primeiro cenário (3S) analisou-se a eficiência do sistema ao manterem-se três sopradores de ar em operação. No segundo (2S), foram mantidos dois sopradores ligados e no último cenário (1S), apenas um. Os parâmetros analisados foram: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK); nitrogênio amoniacal; fósforo total; oxigênio dissolvido (OD); temperatura; potencial hidrogeniônico (pH); potencial de oxirredução (ORP); e série de sólidos. Os dados apurados foram confrontados com a eficiência de projeto estabelecida pelos fabricantes do sistema modular, com os padrões de lançamento de efluentes definidos pelas legislações vigentes, bem como às condições ótimas descritas pelas bibliografias consultadas. Apesar de haver uma redução significativa do OD no reator aeróbio entre os diferentes cenários analisados, em nenhum momento o reator apresentou concentrações abaixo de 2,00 mg O<sub>2</sub>/L. Os dados de temperatura coletados estiveram dentro da faixa de ocorrência dos processos de remoção de fósforo, da nitrificação e da desnitrificação. A maior parte dos valores de ORP obtidos durante o estudo corresponderam às condições esperadas para cada reator. Não foram percebidas alterações na formação de biomassa do meio suporte que pudessem estar relacionadas à mudança das condições de aeração do reator aeróbio. Os resultados de DBO<sub>5</sub> e DQO do efluente tratado, nos três cenários analisados, demonstraram que a estação apresenta alta eficiência de remoção destes parâmetros. Acredita-se que a grande concentração de fósforo nos efluentes gerados no CCU é resultante de uma maior presença de urina em sua composição e que a baixa eficiência de remoção de nutrientes da ETE esteja relacionada à baixa concentração de matéria orgânica carbonácea na estação, e não à redução da aeração aplicada ao reator aeróbio.

**Palavras-chave:** Estação de Tratamento de Efluentes. Tratamento Biológico. Soprador. Monitoramento.

## ABSTRACT

Effluent treatment systems seek efficiency in the removal or transformation of undesirable substances, reducing the impacts generated by human activities and meeting the effluent discharge standards determined by legislation. The present study aims at analysing the efficiency of the Univates Cultural Center's (UCC) Effluent Treatment Station (ETS), consisting of a modular system with two anaerobic reactors, one aerobic reactor with a moving bed support, a decanter and one contact tank. This examination was performed in three distinct scenarios, each one monitored for six consecutive weeks. In the first scenario (3S), the efficiency of the system was analyzed by maintaining three air blowers in operation. In the second (2S), two blowers were connected, and in the last scenario (1S), only one. The parameters analyzed were: Biochemical Oxygen Demand (BOD); Chemical Oxygen Demand (COD); Total Kjeldahl Nitrogen (TKN); ammoniacal nitrogen; total phosphorus; dissolved oxygen (DO); temperature; potential of hydrogen (pH); oxidation reduction potential (ORP); and series of solids. The data obtained was compared with the design efficiency established by the manufacturers of the modular system, with the effluent release standards defined by the current legislation, as well as the optimal conditions described by the bibliographies consulted. Although there was a significant reduction of DO in the aerobic reactor among the different scenarios analyzed, at no moment the reactor presented concentrations below 2.00 mg O<sub>2</sub>/L. The collected temperature data was within the range of occurrence of the processes of phosphorus removal, nitrification and denitrification. Most of the ORP values obtained during the study corresponded to the expected conditions for each reactor. No changes were observed in biomass formation of the support that could be related to the change in aeration conditions of the aerobic reactor. The results of BOD<sub>5</sub> and COD of the treated effluent, in the three scenarios analysed, showed that the station presents a high efficiency of removal of these parameters. It is believed that the high phosphorus concentration in the effluents generated in the UCC is due to a greater presence of urine in its composition and that the low nutrient removal efficiency of the ETS is related to the low concentration of carbonaceous organic matter in the season, not to the reduction of aeration applied to the aerobic reactor.

**Keywords:** Effluent Treatment Plant. Biological Treatment. Blower. Monitoring.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação do ciclo do nitrogênio em condições aeróbias e anóxicas, identificando as reações de oxidação (setas azuis), as reações de redução (setas vermelhas) e reações não redox (setas amarelas).....	29
Figura 2 – Configuração do processo Phoredox.....	38
Figura 3 – Configuração do processo Phoredox de 3 estágios ou processo A <sup>2</sup> O .....	39
Figura 4 – Configuração do processo Bardenpho de 4 estágios.....	39
Figura 5 – Configuração do processo Bardenpho de 5 estágios.....	40
Figura 6 – Configuração do processo UCT .....	40
Figura 7 – Configuração do processo UCT modificado.....	41
Figura 8 – Local de instalação da ETE do CCU.....	44
Figura 9 – Gradeamento dos efluentes gerados no CCU .....	45
Figura 10 – Etapas do sistema modular de tratamento, modelo Mizumo <i>Business</i> MB-20.....	46
Figura 11 – Bocal de inspeção localizado na entrada do efluente no primeiro reator anaeróbio .....	46
Figura 12 – Bocal de inspeção localizado entre os reatores anaeróbios.....	47
Figura 13 – Sistema de tratamento dos gases gerados nos reatores .....	47
Figura 14 – Bocal de inspeção localizado no reator aeróbio.....	48
Figura 15 – Sopradores utilizados na aeração do reator aeróbio.....	49
Figura 16 – Anel <i>Pall</i> utilizado como meio suporte para formação de biomassa aderida .....	49
Figura 17 – Biomassa aderida em um Anel <i>Pall</i> .....	50
Figura 18 – Bocal de inspeção localizado no decantador.....	51
Figura 19 – Sonda multiparâmetro utilizada para determinar OD, temperatura, pH e ORP.....	53
Figura 20 – Etapas A até F para a determinação da série de sólidos.....	56

Figura 21 – Etapas A, B e C para remoção da biomassa aderida no meio suporte .....	57
Figura 22 – Etapas A e B para a determinação da $DBO_5$ .....	58
Figura 23 – Etapas A, B e C para a determinação da DQO .....	58
Figura 24 – Etapas A até D para a determinação do NTK .....	59
Figura 25 – Etapas A até D para a determinação do nitrogênio amoniacal.....	60
Figura 26 – Etapas A, B e C para a determinação do fósforo total .....	61
Figura 27 – Medidor de vazão através de vertedor triangular .....	79
Figura 28 – Configuração sugerida para a ETE do CCU .....	81

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Variação da vazão na ETE do CCU em 01/06/2016.....	63
Gráfico 2 – Concentrações de OD dos pontos analisados, ao longo do período de estudo.....	64
Gráfico 3 – Temperaturas dos pontos analisados ao longo do período de estudo e temperaturas médias e desvio padrão da estação, por cenário.....	66
Gráfico 4 – Valores de pH dos pontos analisados ao longo do período de estudo e pH médio e desvio padrão da estação, por cenário.....	67
Gráfico 5 – Valores de ORP obtidos nos pontos analisados ao longo do período de estudo ...	68
Gráfico 6 – Concentração média e desvio padrão dos sólidos presentes no reator aeróbio, por cenário.....	69
Gráfico 7 – Concentrações médias, máximas e mínimas de DBO <sub>5</sub> dos pontos de entrada e saída da estação e eficiência de remoção, por cenário analisado.....	71
Gráfico 8 – Concentrações médias, máximas e mínimas de DQO dos pontos de entrada e saída da estação e eficiência de remoção, por cenário analisado.....	72
Gráfico 9 – Concentrações médias, máximas e mínimas de NTK dos pontos de entrada e saída da estação e eficiência de remoção, por cenário analisado.....	74
Gráfico 10 – Concentrações médias, máximas e mínimas de nitrogênio amoniacal dos pontos de entrada e saída da estação e eficiência de remoção, por cenário analisado .....	75
Gráfico 11 – Concentrações médias, máximas e mínimas de fósforo total dos pontos de entrada e saída da estação e eficiência de remoção, por cenário analisado .....	77

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Conversão da matéria orgânica em condições aeróbias .....	25
Equação 2 – Conversão da matéria orgânica em condições anaeróbias .....	25
Equação 3 – Reação de nitrificação por <i>Nitrosomonas</i> .....	27
Equação 4 – Reação de nitratação por <i>Nitrobacter</i> .....	28
Equação 5 – Reação de desnitrificação em águas residuárias .....	28
Equação 6 – Determinação dos ST presentes no reator aeróbio .....	54
Equação 7 – Determinação dos ST por amostra .....	55
Equação 8 – Determinação dos SF por amostra .....	55
Equação 9 – Determinação dos SV por amostra .....	55
Equação 10 – Determinação dos SDT por amostra .....	55
Equação 11 – Determinação dos SDF por amostra .....	55
Equação 12 – Determinação dos SDV por amostra .....	55
Equação 13 – Determinação da DQO por amostra .....	59
Equação 14 – Determinação do NTK por amostra .....	60
Equação 15 – Determinação do nitrogênio amoniacal por amostra .....	61

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição típica de esgotos domésticos brutos.....	22
Tabela 2 – Caracterização dos sólidos presentes em esgotos domésticos.....	24
Tabela 3 – Principais processos e microrganismos responsáveis pelo ciclo do nitrogênio.....	29
Tabela 4 – Distribuição aproximada entre as formas de $\text{NH}_3$ e $\text{NH}_4^+$ em função da alteração da temperatura e do pH.....	35
Tabela 5 – Variação dos valores de TDH para diferentes tipos de configuração de sistemas de lodo ativado.....	36
Tabela 6 – Eficiência de projeto para o sistema modular de tratamento de esgoto doméstico modelo Mizumo <i>Business</i> MB-20.....	51
Tabela 7 – Concentrações médias de OD nos diferentes pontos e cenários analisados .....	65
Tabela 8 – ORP médio nos diferentes pontos e cenários analisados.....	68
Tabela 9 – Concentrações e percentuais de matéria líquida e biomassa aderida obtidos para a série de sólidos do reator aeróbio, nos diferentes cenários analisados .....	69

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

1S	Um soprador em operação
2S	Dois sopradores em operação
3S	Três sopradores em operação
A <sup>2</sup> O	Processo de lodo ativado com alternância em condições anaeróbia, anóxica e aeróbia
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CCU	Centro Cultural Univates
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio após 5 dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
IFAS	Sistema híbrido integrado por lodo ativado e biofilme de leito móvel
MBBR	Reatores de leito móvel com biofilme
NBR	Norma Brasileira
NT	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OAP	Organismos Acumuladores de Fosfato
OD	Oxigênio dissolvido
ORP	Potencial de oxirredução
pH	Potencial hidrogeniônico
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente

SDF	Sólidos dissolvidos fixos
SDT	Sólidos totais dissolvidos
SDV	Sólidos dissolvidos voláteis
SF	Sólidos fixos
SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos totais em suspensão
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulico
UCT	<i>University of Capetown</i>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>17</b>
2.1 Objetivos específicos.....	17
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>18</b>
3.1 Considerações iniciais .....	18
3.2 Poluição e legislações referentes ao lançamento de efluentes .....	19
3.3 Caracterização dos esgotos domésticos.....	21
3.4 Parâmetros para controle e monitoramento de ETE's .....	22
3.4.1 Sólidos .....	23
3.4.2 Matéria Orgânica Carbonácea .....	24
3.4.2.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) .....	25
3.4.2.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	26
3.4.3 Nitrogênio .....	27
3.4.4 Fósforo .....	31
3.4.5 Oxigênio dissolvido (OD) .....	32
3.4.6 Temperatura .....	33
3.4.7 Potencial hidrogeniônico (pH).....	34
3.4.8 Potencial de oxirredução (ORP).....	35
3.4.9 Tempo de detenção hidráulico (TDH) .....	35
3.5 Sistemas de lodo ativado .....	37
3.6 Reatores de leito móvel com biofilme (MBBR).....	41
3.7 Sistema híbrido integrado por lodo ativado e biofilme de leito móvel (IFAS).....	42
<b>4 METODOLOGIA.....</b>	<b>44</b>
4.1 Descrição do sistema de tratamento .....	44
4.1.1 Reatores anaeróbios sequenciais .....	46
4.1.2 Reator aeróbio .....	48
4.1.3 Decantador, tanque de contato e sistema de retorno do lodo.....	50
4.1.4 Eficiências de projeto .....	51
4.2 Condições e parâmetros de monitoramento.....	52
4.2.1 Determinação das vazões de operação.....	53
4.2.2 Determinação do OD, temperatura, pH e ORP .....	53
4.2.3 Determinação dos sólidos.....	54

4.2.3.1 Sólidos presentes no material líquido do reator aeróbio .....	54
4.2.3.2 Sólidos aderidos ao meio suporte .....	56
4.2.4 Determinação da DBO <sub>5</sub> .....	57
4.2.5 Determinação da DQO .....	58
4.2.6 Determinação do NTK .....	59
4.2.7 Determinação do nitrogênio amoniacal .....	60
4.2.8 Determinação do fósforo total .....	61
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>62</b>
5.1 Vazão e TDH .....	62
5.2 Condições de operação .....	64
5.2.1 OD .....	64
5.2.2 Temperatura .....	65
5.2.3 pH .....	66
5.2.4 ORP .....	67
5.2.5 Sólidos .....	69
5.3 Eficiência .....	70
5.3.1 DBO <sub>5</sub> .....	70
5.3.2 DQO .....	72
5.3.3 NTK .....	74
5.3.4 Nitrogênio amoniacal .....	75
5.3.5 Fósforo total .....	76
5.4 Sugestões .....	78
5.4.1 Medição de vazão .....	78
5.4.2 Configuração do sistema de tratamento .....	79
<b>6 CONCLUSÃO .....</b>	<b>82</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>86</b>
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>91</b>
<b>APÊNDICE A – Dados coletados na ETE do CCU durante o cenário 3S .....</b>	<b>92</b>
<b>APÊNDICE B – Dados coletados na ETE do CCU durante o cenário 2S .....</b>	<b>93</b>
<b>APÊNDICE C – Dados coletados na ETE do CCU durante o cenário 1S .....</b>	<b>94</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos mais preciosos da natureza, sendo considerada indispensável às funções vitais de qualquer ser vivo. Muitas substâncias são assimiladas e eliminadas através da água presente nos organismos (NUVOLARI, 2014). Entretanto, para que ela possa ser utilizada, é necessário que a mesma apresente uma determinada qualidade. Devido as suas propriedades químicas, diversas impurezas podem ser incorporadas à água. Desta forma, os despejos domésticos e industriais, lançados pelo ser humano aos corpos hídricos receptores, comprometem a sua qualidade e, conseqüentemente, afetam o meio ambiente (CALIJURI; CUNHA, 2013).

O lançamento de esgotos domésticos brutos nos corpos hídricos receptores promove o consumo do oxigênio dissolvido (OD) no meio, através da degradação da matéria orgânica não digerida, presente nestas águas residuárias. Esta atividade também pode favorecer o desenvolvimento de processos eutróficos, a partir do lançamento de efluentes com elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, assim como a contaminação dos corpos hídricos por microrganismos patogênicos (VON SPERLING, 2009).

De acordo com as legislações brasileiras, a saúde e o bem-estar humano, assim como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas (CONAMA, 2011). Diante disto, os sistemas de tratamento de efluentes buscam a eficiência na remoção ou transformação de substâncias indesejáveis, presentes nas águas residuárias. Estes sistemas devem reduzir os impactos gerados pela atividade e atender os padrões de lançamento de efluentes, determinados pelas legislações vigentes (TELLES; COSTA, 2007).

Os processos de tratamento de efluentes podem ser classificados em processos físicos, químicos ou biológicos. Como nos processos químicos há a necessidade da utilização de agentes químicos capazes de remover os poluentes das águas residuárias, existe uma preferência pela utilização de sistemas de tratamento que empreguem processos biológicos e/ou físicos. Os processos químicos, acabam sendo utilizados apenas quando os demais processos não atuam de forma eficiente no tratamento dos efluentes (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Dentre os sistemas de tratamento biológico de efluentes, o sistema híbrido integrado por lodo ativado e biofilme de leito móvel (IFAS, do inglês *Integrated Fixed Film Activated Sludge*) apresenta-se como uma tecnologia relativamente nova. Neste sistema, o crescimento dos microrganismos que consomem a matéria orgânica ocorre ao mesmo tempo sob as formas aderida e suspensa (USEPA, 2010). Os IFAS podem alcançar eficiências próximas a 90%, no tratamento de esgotos sanitários, tanto para a remoção de matéria orgânica carbonácea, quanto para a remoção de nitrogênio. Já sistemas de lodo ativado convencional apresentam eficiências de 85% para a remoção de matéria orgânica carbonácea e 51% para a remoção de nitrogênio (FUGII et al., 2013).

A eficiência de um sistema de tratamento pode ser observada através da análise de uma série de parâmetros, capazes de caracterizar os efluentes bruto e tratado. Dentre estes parâmetros, pode-se destacar a análise dos sólidos presentes na matéria líquida, indicadores da presença de matéria orgânica e concentrações de nitrogênio e fósforo (TELLES; COSTA, 2007). Além destes parâmetros, a verificação do OD, da temperatura, do potencial hidrogeniônico (pH) e do potencial de oxirredução (ORP) são fundamentais para a análise das condições de operação do sistema de tratamento, principalmente em processos biológicos (LIMA, 2014; METCALF & EDDY, 2004; USEPA, 1993).

A Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) do Centro Cultural Univates (CCU) é composta por um sistema modular de tratamento de esgoto doméstico, modelo Mizumo *Business* MB-20. Inicialmente, o efluente gerado no local passa por um processo de gradeamento. Após o gradeamento, este efluente é encaminhado para o sistema modular, formado por dois reatores anaeróbios, um reator aeróbio, contendo meio suporte de leito móvel, um decantador e um tanque de contato, para a sua desinfecção. O lodo depositado no fundo do decantador retorna para o primeiro reator anaeróbio e a aeração do reator aeróbio é garantida por meio de três sopradores de ar.

Com o objetivo de avaliar a eficiência da ETE, foram analisados os seguintes parâmetros, nos pontos de entrada e saída da estação: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK); nitrogênio amoniacal; e fósforo total. Da mesma forma, foram analisados os parâmetros OD, temperatura, pH e ORP de todos os reatores que constituem o sistema, a fim de verificar se as condições de operação de cada reator conferem com as condições ótimas descritas pelas bibliografias consultadas. A série de sólidos foi analisada apenas no reator aeróbio, a fim de avaliar a quantidade de biomassa disponível para assimilação no reator.

Para verificar se a eficiência do sistema de tratamento foi mantida ao reduzir-se a quantidade de ar aplicado no reator aeróbio, os parâmetros descritos acima foram analisados em três cenários diferentes. No primeiro cenário os três sopradores do sistema de aeração foram mantidos acionados. Já no segundo cenário foram mantidos dois sopradores ligados e no último, apenas um soprador.

O presente estudo se justifica pelo fato de que nenhuma análise correspondente às condições de eficiência e operação do sistema de tratamento citado, tenha sido realizada até o momento. A partir deste estudo, propuseram-se sugestões de melhoria na estação, a fim de aumentar a sua eficiência e reduzir gastos, como o consumo de energia elétrica. As sugestões relacionadas ao aumento da eficiência da estação foram tomadas com base nas condições de operação dos sistemas híbridos do tipo IFAS.

## **2 OBJETIVOS**

Este estudo tem como objetivo avaliar a eficiência do sistema modular de tratamento de efluentes do CCU, em relação aos parâmetros DBO, DQO, NTK, nitrogênio amoniacal e fósforo total, bem como OD, temperatura, pH, ORP e série de sólidos, quanto a modificações realizadas em seu sistema de aeração.

### **2.1 Objetivos específicos**

- Verificar se as condições de operação iniciais e a eficiência do sistema de tratamento correspondem ao proposto pelo fabricante;
- Avaliar a possibilidade de redução do suprimento de ar aplicado ao reator aeróbio, sem que a eficiência do sistema de tratamento seja afetada;
- Sugerir alternativas para tornar a estação mais eficiente, caso sejam observadas deficiências no sistema de tratamento.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

Neste capítulo é apresentado o referencial teórico do presente estudo. Inicialmente, são apontadas algumas considerações referentes aos conceitos de água residuária, efluente e dos diferentes tipos de esgoto existentes. Em seguida, são relatadas algumas consequências relacionadas ao lançamento de efluentes brutos em corpos hídricos receptores e as legislações que limitam esta atividade. Após relatar as características dos esgotos doméstico, passa-se a apresentar os principais parâmetros físicos e químicos utilizados na verificação das condições de operação do sistema de tratamento a ser analisado. Por fim, são descritos os sistemas de lodo ativado, elencando algumas das suas configurações mais utilizadas, os reatores de leito móvel com biofilme (MBBR, do inglês *Moving Bed Biofilm Reactor*) e os sistemas híbridos do tipo IFAS.

#### 3.1 Considerações iniciais

Para Jordão e Pessoa (2014), os termos esgoto e água residuária são sinônimos, e caracterizam os despejos provenientes das diversas modalidades do uso das águas, como os efluentes sanitários. Da mesma forma, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), através da Norma Brasileira (NBR) 7.229/1993, que trata sobre o projeto, a construção e a operação de sistemas de tanques sépticos, refere-se às águas residuárias como sendo representadas pelos líquidos que contêm resíduos de atividades humanas e que podem ser classificadas em despejos industriais, esgotos domésticos e esgotos sanitários. Os despejos industriais são definidos como os resíduos líquidos de operações industriais, enquanto que os esgotos domésticos são representados pelas águas residuárias de atividades higiênicas e/ou de limpeza. Os esgotos sanitários englobam os esgotos domésticos, as águas de infiltração e os

despejos industriais que apresentam características cujo tratamento possa ser realizado em conjunto com os esgotos domésticos.

A norma citada também descreve o termo efluente como sendo a parcela líquida que sai de qualquer unidade de tratamento de águas residuárias, como os tanques sépticos. Já para o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução CONAMA nº 430/2011, o termo efluente é definido pelos despejos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos, sem restringi-lo aos despejos de unidades de tratamento.

Conforme o Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (CONSEMA), através da Resolução CONSEMA nº 128/2006, os efluentes líquidos de fontes poluidoras são definidos como qualquer despejo líquido oriundo de atividades industriais, de drenagens contaminadas, da mineração, da criação confinada, comerciais, domésticas, públicas, recreativas ou outras, e podem ser classificados em efluentes líquidos domésticos e efluentes líquidos industriais. Os efluentes líquidos domésticos são representados pelos despejos líquidos provenientes da higiene e das necessidades fisiológicas humanas. Já os efluentes líquidos industriais são caracterizados pelos despejos líquidos resultantes de qualquer atividade produtiva, oriunda prioritariamente de áreas de transformação de matérias-primas em produtos acabados.

Desta forma, considerando o exposto acima, assim como os dados de projeto utilizados por Mizumo (2011) para elaboração do sistema modular de tratamento modelo Mizumo *Business* MB-20, a origem dos efluentes gerados nos prédios do CCU devem apresentar características de esgoto doméstico.

### **3.2 Poluição e legislações referentes ao lançamento de efluentes**

Segundo a Lei Federal nº 6.938/1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), entende-se por poluição, a degradação da qualidade ambiental, resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população ou criem condições adversas às atividades sociais e econômicas. Do mesmo modo, a PNMA atribui, como formas de poluição, as práticas que afetem desfavoravelmente a biota, as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente ou que lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981).

De acordo com Calijuri e Cunha (2013) e Telles e Costa (2007), os efluentes gerados pelas atividades humanas possuem uma composição bastante diversificada, dependendo da finalidade a qual suas águas foram servidas. Assim sendo, o lançamento de efluentes sem tratamento prévio pode ser considerado como uma fonte de poluição ambiental, ocasionando uma série de inconvenientes aos seus corpos receptores, que alteram a sua qualidade e limitam os usos de suas águas.

O lançamento de grandes cargas de nutrientes em corpos d'água, por exemplo, pode causar o desequilíbrio do meio ambiente, ameaçando a biodiversidade local. A eutrofização é uma das principais consequências relacionadas à disposição de efluentes com elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo. A proliferação excessiva de algas e fitoplânctons, por meio da fertilização das águas, provoca uma redução do OD no meio líquido. Esta redução de oxigênio ( $O_2$ ) acaba ocasionando a morte da comunidade aquática, que irá contribuir no volume de carga orgânica a ser digerida e que também consumirá parte do OD do meio, aumentando a velocidade de esgotamento do  $O_2$ . Outra consequência da eutrofização é o bloqueio da incidência de luz pelas algas, o que dificulta o desenvolvimento dos organismos fotossintéticos presentes no corpo hídrico (USEPA, 2010).

A seguir são apresentadas algumas das principais consequências relacionadas à poluição de corpos hídricos, destacadas por Jordão e Pessoa (2014):

- a) Depleção do OD nos rios e estuários devido à presença de concentrações de matérias orgânicas solúveis acima da capacidade de assimilação pelos cursos hídricos;
- b) Redução dos valores de saturação de gases, como o  $O_2$ , devido a poluição térmica;
- c) Toxicidade e biomagnificação relacionadas a presença de metais pesados ou outras substâncias tóxicas;
- d) Interferência na decomposição biológica e na vida aquática, devido à alteração do pH do meio ou pela presença de óleos e matérias flutuantes;
- e) Eutrofização de corpos hídricos devido à presença de altas concentrações de nutrientes em seu meio (fertilização das águas).

Segundo a Resolução CONAMA nº 430/2011, o controle da poluição está diretamente relacionado à proteção da saúde, à garantia de um meio ambiente ecologicamente equilibrado e à melhoria da qualidade de vida. Ressalta-se que a saúde e o bem-estar humano, assim como

o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas. A partir destas considerações, a referida Resolução estabelece uma série de condições restritivas para o lançamento de efluentes em corpos receptores.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 também estabelece que cabe aos órgãos ambientais competentes definir novos parâmetros para verificação da qualidade das águas e dos efluentes, assim como restringir parâmetros já estabelecidos pela Resolução. Assim sendo, a Resolução CONSEMA nº 128/2006, que estabelece os padrões de emissão de efluentes líquidos lançados em águas superficiais no estado do Rio Grande do Sul, também deve ser observada e respeitada.

### **3.3 Caracterização dos esgotos domésticos**

A caracterização dos efluentes é essencial para que sejam estabelecidos sistemas de tratamento adequados, capazes de atender as exigências relativas ao seu lançamento em corpos receptores. Esta caracterização é realizada através de parâmetros físicos, químicos e biológicos, que traduzem indiretamente o potencial poluidor de um determinado efluente (CALIJURI; CUNHA, 2013; TELLES; COSTA, 2007).

Em média, os esgotos sanitários são constituídos por 99,9% de água e apenas 0,1% de sólidos, sendo que 75% destes sólidos são representados por matéria orgânica em decomposição. Grande parte destes sólidos são oriundos do material fecal humano, em que se proliferam uma série de microrganismos, incluindo organismos patogênicos. De forma geral, estes efluentes apresentam em sua composição fosfatos, sulfatos, carbonatos, ureia, amoníaco, ácido úrico e gorduras, além de outras substâncias eliminadas pela urina e pelas fezes humanas ou através da lavagem de louças e roupas (NUVOLARI, 2014).

A Tabela 1 apresenta os principais poluentes observados em esgotos domésticos não tratados, assim como as suas concentrações mais frequentes, relacionadas à vazão, segundo Metcalf & Eddy (2004). Para os autores, vazões *per capita* próximas a 750 L/dia sugerem baixas concentrações de poluentes, enquanto que as concentrações médias se baseiam em vazões *per capita* próximas a 460 L/dia e as altas concentrações estão relacionadas a vazões *per capita* próximas a 240 L/dia.

Tabela 1 – Composição típica de esgotos domésticos brutos

Poluentes	Unidade	Concentração		
		Baixa	Média	Alta
Sólidos totais	mg/L	390	720	1230
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	270	500	860
Sólidos dissolvidos fixos	mg/L	160	300	520
Sólidos dissolvidos voláteis	mg/L	110	200	340
Sólidos suspensos totais	mg/L	120	210	400
Sólidos suspensos fixos	mg/L	25	50	85
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	95	160	315
Sólidos sedimentáveis	mg/L	5	10	20
DBO <sub>5</sub>	mg/L	110	190	350
Carbono orgânico total	mg/L	80	140	260
DQO	mg/L	250	430	800
Nitrogênio total	mg/L	20	40	70
Nitrogênio orgânico	mg/L	8	15	25
Amônia livre	mg/L	12	25	45
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo total	mg/L	4	7	12
Fósforo orgânico	mg/L	1	2	4
Fósforo inorgânico	mg/L	3	5	8
Cloretos	mg/L	30	50	90
Sulfatos	mg/L	20	30	50
Óleos e graxas	mg/L	50	90	100
Compostos orgânicos voláteis	µg/L	<100	100 a 400	>400
Coliformes totais	NMP/100mL	10 <sup>6</sup> a 10 <sup>8</sup>	10 <sup>7</sup> a 10 <sup>9</sup>	10 <sup>7</sup> a 10 <sup>10</sup>
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	10 <sup>3</sup> a 10 <sup>5</sup>	10 <sup>4</sup> a 10 <sup>6</sup>	10 <sup>5</sup> a 10 <sup>8</sup>

Fonte: Adaptado pelo autor com base em Metcalf & Eddy (2004).

### 3.4 Parâmetros para controle e monitoramento de ETE's

A ABNT NBR 12.209/2011, que trata sobre a elaboração de projetos hidráulico-sanitários de ETE's, afirma que estas obras são representadas pelo conjunto de unidades, equipamentos e demais acessórios responsáveis pela redução das cargas poluidoras presentes no esgoto sanitário e pelo condicionamento da matéria residual resultante do tratamento. O lodo caracteriza-se como o principal material residual resultante dos processos de tratamento em ETE's. De acordo com Jordão e Pessoa (2014), os parâmetros que devem ser verificados em sistemas de tratamento são os mesmos relacionados às exigências legais, às necessidades de projeto e operação e à avaliação do desempenho da ETE.

Von Sperling (2009) aponta os seguintes parâmetros como sendo os mais utilizados para a análise de esgotos predominantemente domésticos: sólidos; indicadores de matéria orgânica; nitrogênio; fósforo; e indicadores de contaminação fecal. Outros parâmetros citados

pelo autor como comuns à análise de águas residuárias em geral, são: temperatura; pH; alcalinidade; OD; e micropoluentes orgânicos e inorgânicos, caso haja alguma justificativa específica.

Muitos estudos utilizam também o ORP como parâmetro de verificação das condições predominantes nos sistemas de tratamento de efluentes. A partir da determinação dos valores de ORP é possível avaliar se os processos biológicos que estão sendo favorecidos em cada um dos reatores utilizados apresentam características aeróbias, anaeróbias ou anóxicas (IAMAMOTO, 2006; LIMA, 2014).

Outros fatores importantes para o monitoramento das condições de operação das ETE's são o tempo de detenção hidráulico (TDH) e as vazões dos efluentes bruto e tratado. Estas informações apresentam uma relação direta entre si, visto que o TDH é definido pela razão entre o volume e a vazão de um determinado reator (METCALF & EDDY, 2004). É importante destacar que muitos padrões estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 128/2006 são definidos em função da vazão de lançamento dos efluentes tratados.

A seguir são apresentados os principais parâmetros de análise utilizados pelo presente estudo, assim como as características físicas e químicas consideradas ideais pela bibliografia consultada, para que os processos de tratamento biológico ocorram de forma eficiente.

### **3.4.1 Sólidos**

Conforme Nuvolari (2014) e Telles e Costa (2007), apenas 0,1% dos esgotos domésticos são compostos por sólidos. Porém, com exceção dos gases dissolvidos, são nestes sólidos que encontramos todos os poluentes presentes nas águas. Desta forma, justifica-se a importância da análise deste parâmetro.

Os sólidos totais (ST) podem ser classificados de acordo com as suas características físicas, químicas ou pela sua sedimentabilidade. As características físicas compreendem o tamanho das suas partículas e determinam se os sólidos estão presentes sob a forma suspensa, coloidal ou dissolvida. Os sólidos totais em suspensão (SST) são representados pelas partículas de maior proporção e englobam as algas, protozoários e parte das bactérias, enquanto que os sólidos totais dissolvidos (SDT) são representados pelas partículas menores, como sais e parte da matéria orgânica. Os sólidos coloidais localizam-se em uma faixa intermediária entre os sólidos dissolvidos e em suspensão, porém a sua identificação torna-se

difícil por métodos básicos, como a filtração. Além disso, este parâmetro nem sempre é utilizado para a análise de efluentes, agregando-se sua maior parcela aos SDT (VON SPERLING, 2009).

Já com relação às características químicas, os sólidos são classificados de acordo com a presença ou não de matéria orgânica. Ao submeter os sólidos a elevadas temperaturas, a fração orgânica acaba sendo volatizada, enquanto que a fração inorgânica permanece inerte. Desta forma, os sólidos que apresentam características orgânicas são classificados como sólidos voláteis (SV) e os demais como sólidos fixos (SF) (ABNT NBR 9.896/1993). A partir da relação entre suas características físicas e químicas, é possível classificar os ST em sólidos suspensos voláteis (SSV), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos dissolvidos voláteis (SDV) e sólidos dissolvidos fixos (SDF). A Tabela 2 apresenta a composição da matéria sólida de esgotos domésticos, considerando, como exemplo, uma contribuição de cerca de 800 mg/L de sólidos secos, segundo Crespo (2005).

Tabela 2 – Caracterização dos sólidos presentes em esgotos domésticos

<b>Característica</b>	<b>(mg/L)</b>	<b>%</b>
Matéria Sólida	800	100,0
Sólidos em Suspensão	300	37,5
Voláteis	220	27,5
Fixos	80	10,0
Sólidos Dissolvidos (dissolvidos + coloidais)	500	62,5
Voláteis	200	25,0
Fixos	300	37,5
Total de Sólidos Voláteis	420	52,5
Total de Sólidos Fixos	380	47,5

Fonte: Adaptado pelo autor com base em Crespo (2005).

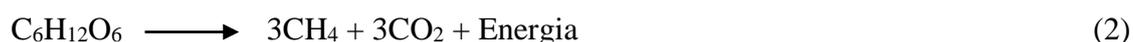
De acordo com Von Sperling (2005), no tanque de aeração de sistemas de lodo ativado convencionais, os SSV podem chegar a valores entre 4.500 a 5.000 mg/L. O autor também afirma que quanto maior a concentração de SSV no reator, maior será a disponibilidade de biomassa para assimilação e, conseqüentemente, o volume do reator poderá ser reduzido.

### **3.4.2 Matéria Orgânica Carbonácea**

A matéria orgânica é composta basicamente por carbono, hidrogênio e, em alguns casos, por nitrogênio. A maior parcela dos sólidos presentes nos esgotos é de origem orgânica. Desta forma, ressalta-se a importância em determinar-se a quantidade de matéria

orgânica presente nos efluentes, assim como promover técnicas capazes de remover ou reduzir as suas concentrações do meio líquido (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Segundo Von Sperling (2011), a matéria orgânica carbonácea pode ser removida dos efluentes tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias. Em condições aeróbias, a matéria orgânica é estabilizada a partir da sua conversão a produtos inertes, como gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e água ( $\text{H}_2\text{O}$ ). Já em condições anaeróbias, a matéria orgânica é convertida a  $\text{CO}_2$  e metano ( $\text{CH}_4$ ). A Equação 1 e a Equação 2 apresentam o produto final de etapas intermediárias que envolvem a conversão da matéria orgânica em condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente, assumindo-se a glicose ( $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ ) como a matéria carbonácea a ser convertida.



Os métodos mais utilizados para indicação da presença de matéria orgânica no meio são a DBO e a DQO. Estes métodos são utilizados pela Resolução CONSEMA n° 128/2006 como parâmetros para o lançamento de efluentes.

#### 3.4.2.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A DBO é a forma mais utilizada para determinar indiretamente a quantidade de matéria orgânica presente no meio. Este método mede a quantidade de  $\text{O}_2$  necessária para estabilizar de forma biológica a matéria orgânica presente em uma amostra, após um tempo pré-estabelecido (APHA, 2012).

A Resolução CONSEMA n° 128/2006 utiliza a  $\text{DBO}_5$  como parâmetro para o lançamento de efluentes, ou seja, a quantidade de  $\text{O}_2$  utilizado pelos microrganismos ao longo de 5 dias. Efluentes domésticos com vazões menores que  $20 \text{ m}^3/\text{d}$  podem lançar concentrações de DBO até  $180 \text{ mg O}_2/\text{L}$ , enquanto que vazões maiores ou iguais a  $20 \text{ m}^3/\text{d}$  e menores que  $100 \text{ m}^3/\text{d}$  podem lançar até  $150 \text{ mg O}_2/\text{L}$ . Os valores de DBO reduzem gradativamente conforme aumenta-se a faixa de vazão de lançamento.

De acordo com Jordão e Pessoa (2014), até o quinto dia predomina-se a oxidação da matéria carbonácea da amostra, porém, após este período inicia-se a oxidação da amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), respectivamente. Caso haja a presença de bactérias

nitrificantes em quantidades consideráveis, a oxidação do material nitrogenado pode ocorrer de forma antecipada, mascarando os resultados da DBO<sub>5</sub>. Desta forma, deve-se atentar à adição de agentes inibidores da nitrificação, recomendados pelas metodologias específicas.

Os autores também afirmam que quanto maior o grau de poluição orgânica, maior será a DBO da amostra, ao passo que a redução dos valores de DBO indicam a estabilização da matéria orgânica. Conforme Jordão e Pessoa (2014), os esgotos domésticos apresentam valores de DBO<sub>5</sub> entre 100 e 400 mg O<sub>2</sub>/L. Já para Spiro e Stigliani (2009), o valor típico de DBO em esgotos domésticos é 165 mg O<sub>2</sub>/L.

#### **3.4.2.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

Os princípios que envolvem o conceito de DQO são os mesmos da DBO. Contudo, ao invés de analisar-se a quantidade de O<sub>2</sub> consumida pelos microrganismos para a estabilização da matéria orgânica biodegradável, na DQO utiliza-se algum agente oxidante capaz de oxidar toda a matéria orgânica presente na amostra (ABNT NBR 9.896/1993).

Dentre as principais vantagens em realizar-se o teste de DQO estão a capacidade de o método indicar de forma indireta o total da matéria orgânica presente na amostra, seja de fácil ou difícil degradação, e o curto espaço de tempo utilizado para a sua realização. Entretanto, isoladamente, o método não permite determinar a fração biodegradável da matéria orgânica presente na amostra, e alguns compostos inorgânicos podem ser oxidados durante o seu procedimento, interferindo no resultado final (METCALF & EDDY, 2004).

Conforme Von Sperling (2009), a partir da análise dos resultados obtidos pela razão entre DQO e DBO<sub>5</sub> é possível determinar-se a biodegradabilidade da matéria orgânica presente no meio. Para o autor, valores abaixo de 2,5 indicam concentrações consideráveis de matéria orgânica biodegradável, sendo aconselhável o uso de sistemas de tratamento biológico. Já para valores acima de 3,5, os métodos físico-químicos são os mais indicados, uma vez que o resultado obtido caracteriza uma maior concentração de matéria orgânica inerte. Caso os valores encontrados para a razão entre DQO e DBO<sub>5</sub> estejam entre 2,5 e 3,5, deve-se verificar a viabilidade do uso de sistemas de tratamento biológico.

Assim como a DBO, os limites de DQO também são definidos pela faixa de vazão dos lançamentos, onde com o aumento da vazão reduz-se a carga máxima de DQO possível de ser lançada. Conforme a Resolução CONSEMA nº 128/2006, vazões menores que 20 m<sup>3</sup>/d de

efluentes domésticos podem lançar concentrações de DQO de até 400 mg O<sub>2</sub>/L, e vazões maiores ou iguais a 20 m<sup>3</sup>/d e menores que 100 m<sup>3</sup>/d podem lançar até 360 mg O<sub>2</sub>/L.

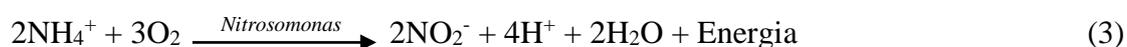
### 3.4.3 Nitrogênio

O nitrogênio torna-se um elemento essencial para o desenvolvimento dos seres vivos ao constituir as moléculas de aminoácidos, as proteínas e os ácidos nucleicos. Segundo Madigan et al. (2010), apenas o carbono supera a quantidade de nitrogênio presente nas células. Em termos de peso seco, uma célula é composta por cerca de 50% de carbono e 12% de nitrogênio. Os mesmos autores também afirmam que a maior parte dos compostos nitrogenados presentes na natureza estão sob formas inorgânicas.

Moran et al. (2013) destacam que, embora o nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>) seja a substância mais abundante da atmosfera, sua forma molecular é extremamente estável em razão da ligação tripla que ocorre entre seus dois átomos de nitrogênio. Assim sendo, para que o nitrogênio participe das reações biológicas é necessário que ocorra a sua fixação através de combinações com outros elementos.

Spiro e Stigliani (2009) e Vitousek et al. (1997) informam que esta fixação pode ocorrer por meio de descargas elétricas (relâmpagos), por processos industriais ou de forma biológica. Para Metcalf & Eddy (2004), o processo biológico é a principal fonte de fixação e disponibilização de nitrogênio aos seres vivos, ocorrendo através da intervenção de bactérias e cianobactérias que transformam o N<sub>2</sub> em NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Após o nitrogênio ser fixado sob a forma de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, ocorre o processo denominado nitrificação. Este processo refere-se à oxidação da NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, através das reações biológicas nitrificação e nitratação. Segundo Von Sperling (2005), a nitrificação acontece por meio de microrganismos autótrofos quimiossintetizantes, que utilizam o CO<sub>2</sub> como principal fonte de carbono e obtêm energia através da oxidação de substratos inorgânicos, como NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. A nitratação, primeira etapa da nitrificação, refere-se à oxidação da NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, por meio de bactérias do gênero *Nitrosomonas*, conforme Equação 3.



Já a nitratação refere-se à oxidação do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> através de bactérias do gênero *Nitrobacter*. Esta reação é representada pela Equação 4.



O  $\text{NO}_3^-$  é uma das formas de nitrogênio mais utilizadas pelas plantas para a realização de sua síntese proteica. Após tornar-se assimilável aos vegetais, a distribuição do nitrogênio aos demais seres vivos é realizado ao longo dos diferentes níveis da cadeia trófica. Ao morrer, o nitrogênio orgânico presente nos tecidos das plantas e dos animais sofre decomposição e é convertido novamente para  $\text{NH}_4^+$ . Este processo de decomposição é denominado amonificação e é realizado através de bactérias aeróbias ou anaeróbia (LIMA, 2014; SPIRO; STIGLIANI, 2009).

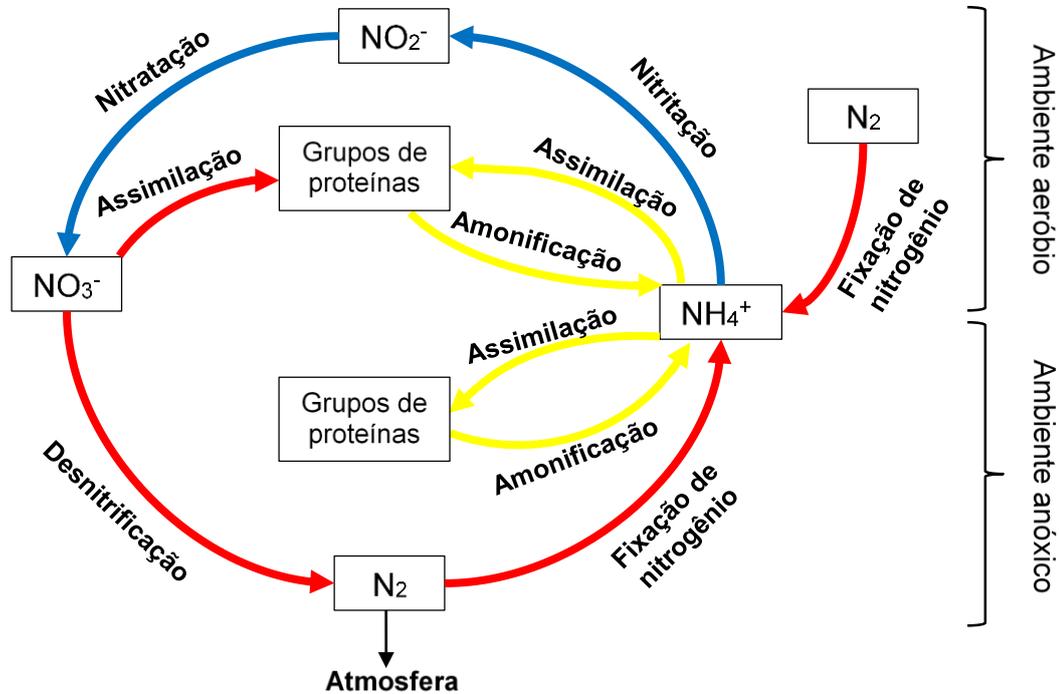
Além da decomposição dos organismos mortos, uma quantidade considerável de nitrogênio também acaba sendo liberada por meio de excretas animais, provenientes do metabolismo dos aminoácidos. O ácido úrico, eliminado pelas aves e pela maioria dos répteis, e a ureia, eliminado por diversos vertebrados terrestres, dentre eles o ser humano, são exemplos de excretas animais contendo nitrogênio em sua composição (MORAN et al., 2013).

O nitrogênio que volta ao ambiente, seja através de excretas animais ou em razão da morte de algum organismo, é processado novamente por microrganismos, podendo retornar à cadeia trófica ou ser liberado para a atmosfera sob a forma de  $\text{N}_2$ . A desnitrificação refere-se ao processo de redução do  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{N}_2$ , fechando-se o ciclo do nitrogênio. Em sistemas de tratamento biológico de efluentes, a desnitrificação ocorre com o auxílio de bactérias heterotróficas facultativas, em ambientes anóxicos (VON SPERLING, 2005). A Equação 5 descreve a reação de desnitrificação, em que a representação típica do esgoto doméstico e sua respectiva degradabilidade ( $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ ) é convertida em  $\text{N}_2$  (METCALF & EDDY, 2004).



A Figura 1 representa os processos envolvidos no ciclo do nitrogênio e identifica os tipos de reações (oxidação, redução ou não redox) e as condições necessárias (ambiente aeróbio ou anóxico) para que ocorra cada uma destas etapas. Calijuri e Cunha (2013) e Madigan et al. (2010) também apresentam em seus trabalhos os principais microrganismos responsáveis pelos diferentes processos que envolvem o ciclo do nitrogênio, conforme exposto na Tabela 3.

Figura 1 – Representação do ciclo do nitrogênio em condições aeróbias e anóxicas, identificando as reações de oxidação (setas azuis), as reações de redução (setas vermelhas) e reações não redox (setas amarelas)



Fonte: Adaptado pelo autor com base em Madigan et al. (2010).

Tabela 3 – Principais processos e microrganismos responsáveis pelo ciclo do nitrogênio

Processos	Principais microrganismos
<b>Fixação de N<sub>2</sub></b> ( $N_2 + 8H \rightarrow NH_3 + H_2$ ) Aeróbios livres Anaeróbios livres Simbióticos	<i>Azotobacter</i> <i>Clostridium</i> <i>Rhizobium</i> , <i>Bradyrhizobium</i> e <i>Frankia</i>
<b>Amonificação</b> (Nitrogênio orgânico $\rightarrow NH_4^+$ )	Diversos microrganismos são capazes de realizar
<b>Nitrificação</b> ( $NH_4^+ \rightarrow NO_3^-$ ) Nitritação ( $NH_4^+ \rightarrow NO_2^-$ ) Nitratação ( $NO_2^- \rightarrow NO_3^-$ )	<i>Nitrosomonas</i> , <i>Nitrisolobus</i> e <i>Nitrosococcus</i> <i>Nitrobacter</i> e <i>Nitrococcus</i>
<b>Desnitrificação</b> ( $NO_3^- \rightarrow N_2$ )	<i>Pseudomonas</i> , <i>Bacillus</i> e <i>Paraccoccus</i>

Fonte: Adaptado pelo autor com base em Calijuri e Cunha (2013) e Madigan et al. (2010).

A partir do estudo dos processos que envolvem o ciclo do nitrogênio, é possível desenvolver técnicas capazes de reduzir a concentração dos compostos nitrogenados presentes nos efluentes gerados pelas atividades humanas (IAMAMOTO, 2006). De acordo com Sedlak (1991), os efluentes domésticos apresentam uma proporção média de 60% de nitrogênio amoniacal e 40% de nitrogênio orgânico, sendo que sua principal origem corresponde ao metabolismo de proteínas no corpo humano. Já a concentração de nitrogênio nos efluentes

industrias é condicionada pelo ramo de atividade e pelos processos utilizados por cada empreendimento. O autor também afirma que a remoção de nutrientes de efluentes pode ocorrer através de processos físico-químicos ou biológicos. Os processos físico-químicos, na maioria dos casos, exigem maior manutenção, o que os tornam mais onerosos, além de poderem apresentar impactos ambientais secundários devido a geração de produtos tóxicos.

Segundo Von Sperling (2009), não há um consenso sobre qual o nível de tratamento refere-se à remoção de nutrientes. Para o autor, quando há a necessidade em realizar-se uma etapa posterior específica para este procedimento, este configura-se em tratamento terciário, ou tratamento avançado. Porém, quando a remoção dos nutrientes ocorre na etapa biológica do tratamento de efluentes, o procedimento denomina-se usualmente como tratamento secundário com remoção de nitrogênio e/ou fósforo, conforme exposto também por Metcalf & Eddy (2004).

A remoção biológica de nitrogênio ocorre principalmente através dos processos de nitrificação e desnitrificação. Ao criarem-se ambientes propícios para o desenvolvimento destes processos, o nitrogênio presente nos efluentes acaba reduzido para a forma de  $N_2$ , sendo liberado posteriormente de forma natural para a atmosfera (MADIGAN et al., 2010).

Os principais parâmetros envolvendo a cinética da nitrificação são: temperatura; pH; presença de substâncias tóxicas ou inibidoras; e concentração de OD (VON SPERLING, 2005). De acordo com Metcalf & Eddy (2004) e USEPA (1993), tanto a amônia livre ( $NH_3$ ), quanto os sulfetos, cianetos, anilinas, fenóis, metais pesados, solventes orgânicos, álcoois, estéreis e o benzeno são tóxicos aos microrganismos nitrificantes, sendo, portanto, substâncias inibidoras da formação da nitrificação. Iamamoto (2006) afirma que, devido à taxa de velocidade de oxidação do nitrogênio amoniacal ser mais lenta que a velocidade de oxidação do  $NO_2^-$ , a nitrificação torna-se a etapa limitante no processo de nitrificação. Para Costa (2005), deve-se considerar que a velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes é mais lenta do que as que removem a matéria carbonácea, necessitando, desta forma, um tempo maior de permanência no reator.

Dentre as vantagens apontadas por Von Sperling (2009) em induzir o processo de desnitrificação após a nitrificação estão: economia de  $O_2$  e de alcalinidade; diminuição da formação de lodos ascendentes no decantador; e redução da ocorrência de processos de eutrofização. O autor também destaca que para ocorrer a desnitrificação é necessário obter

uma relação de 4,5 mg de DBO<sub>5</sub> para cada miligrama de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. A taxa de desnitrificação é condicionada aos fatores: temperatura; pH; concentração de OD; concentração de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; e presença de substâncias tóxicas ou inibidoras. As bactérias nitrificantes são muito mais sensíveis que as bactérias desnitrificantes, portanto, caso haja a presença de substâncias inibidoras no meio, a taxa de desnitrificação pode ser bastante reduzida pelo fato de a nitrificação ter sido inibida.

Segundo Jordão e Pessoa (2014), a análise do nitrogênio total (NT) em águas residuárias fornece a concentração de nitrogênio sob as formas orgânica e amoniacal, somada as concentrações de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> presentes no meio. Além da análise do NT, é comum também a verificação da parcela correspondente ao NTK. De acordo com APHA (2012), o NTK refere-se somente às concentrações de nitrogênio orgânico e amoniacal, sendo determinado através do método de Kjeldahl. Assim sendo, Von Sperling (2005) alega que a partir da diferença entre os valores de NT e NTK é possível determinar a concentração de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> presentes nos esgotos domésticos.

Com relação aos efluentes líquidos domésticos, a Resolução CONSEMA nº 128/2006 estabelece o limite máximo de 20 mg/L de nitrogênio amoniacal para o seu lançamento em corpos receptores. Considerando o exposto acima, caso os valores de NTK estejam abaixo desta concentração, subentende-se que a concentração de nitrogênio amoniacal presente no efluente também seja menor que o padrão estabelecido.

#### **3.4.4 Fósforo**

Assim como o nitrogênio, o principal efeito causado pelo lançamento direto de efluentes contendo altas concentrações de fósforo é o desenvolvimento dos processos de eutrofização nos corpos receptores. Estudos apontam que 1 kg de fósforo pode resultar na formação de 111 kg de biomassa (CHERNICHARO, 2001).

As principais formas de fósforo presentes em águas residuárias são ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico, sendo este último em menor quantidade. Em esgotos domésticos, o fósforo orgânico não apresenta grande importância. Com relação ao metabolismo biológico, os ortofosfatos podem ser diretamente utilizados pelos microrganismos, porém os polifosfatos precisam ser convertidos primeiramente para ortofosfatos, através da sua hidrólise, pois possuem estruturas mais complexas (VON SPERLING, 2005).

Para Sant'anna Junior (2010), os constituintes celulares são a principal fonte de fósforo orgânico em esgotos domésticos, enquanto que os produtos de limpeza são os principais responsáveis pela fração inorgânica. O autor também afirma que os esgotos domésticos apresentam concentrações de fósforo total na faixa de 5 a 25 mg/L, e que a eficiência de remoção do fósforo em unidades de tratamento de lodo ativado convencional pode chegar a 50%.

A remoção biológica de fósforo é baseada na capacidade que certas bactérias têm em armazenar quantidades de fósforo em excesso. Estes microrganismos são denominados Organismos Acumuladores de Fosfato (OAP) e suas principais representantes são as bactérias *Acinetobacter*. Inicialmente, em condições anaeróbias, os OAP assimilam ácidos graxos voláteis produzidos por bactérias facultativas e liberam fosfatos no meio, fornecendo energia para a formação e armazenamento de produtos metabólicos orgânicos. Em condições aeróbias, estes produtos são oxidados a CO<sub>2</sub> e água, e o fosfato solúvel volta a ser armazenado pelo OAP para geração de energia em condições anaeróbias. Neste processo, novas células são produzidas, aumentando a quantidade de fósforo acumulado por estas bactérias. A remoção de fósforo somente ocorrerá com a retirada do lodo excedente do processo de tratamento (SEDLAK, 1991).

A precipitação química também é um processo bastante difundido para a remoção de fósforo em águas residuárias. A preferência pela utilização deste método se dá em razão das dificuldades que continuam existindo quanto à manutenção das condições específicas necessárias à remoção biológica de fósforo. Dentre os produtos químicos que podem ser utilizados no processo de precipitação estão: óxido de cálcio (CaO); hidróxido de cálcio (Ca(OH)<sub>2</sub>); sulfato de alumínio (Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>·14(H<sub>2</sub>O)); aluminato de sódio (Na<sub>2</sub>Al<sub>2</sub>O<sub>4</sub>); cloreto férrico (FeCl<sub>3</sub>); e sulfato ferroso (FeSO<sub>4</sub>). As principais desvantagens deste processo são os custos adicionais relacionados à adição de produtos químicos e a produção excessiva de lodo. Desta forma, em muitos casos a precipitação química é utilizada em conjunto à remoção biológica de fósforo, garantindo-se a eficiência do sistema e a redução de custos (USEPA, 2010).

### **3.4.5 Oxigênio dissolvido (OD)**

Em processos aeróbios é fundamental que haja uma concentração mínima OD no meio, para que os microrganismos possam utilizá-lo em sua respiração durante a degradação

da matéria orgânica. Desta forma, o controle da temperatura em ambientes aeróbios torna-se bastante importante, uma vez que com a elevação da temperatura, se reduz a concentração de OD no meio e elevam-se as taxas das reações bioquímicas. Esta situação pode fazer com que o O<sub>2</sub> presente no meio se esgote, interferindo na eficiência do processo (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Comparando-se as quantidades de OD consumido na degradação da matéria orgânica carbonácea por via aeróbia e durante a nitrificação, a oxidação do nitrogênio amoniacal acaba exigindo maiores concentrações de OD no meio líquido do que o processo de degradação da matéria orgânica. Em ambientes que apresentem OD abaixo de 0,2 mg O<sub>2</sub>/L a nitrificação acaba sendo interrompida (VON SPERLING, 2005). Oliveira Netto (2007) recomenda que seja empregado o valor mínimo de 2,00 mg O<sub>2</sub>/L em sistemas de tratamento que visam a nitrificação. Este valor também é apontado no trabalho de Iamamoto (2006) como sendo a concentração de OD ideal, para que a nitrificação ocorra em sua taxa de velocidade máxima. A autora ainda destaca que o consumo de O<sub>2</sub> pelos microrganismos nitrificantes é de 4,25 g de O<sub>2</sub> para cada grama de nitrogênio amoniacal.

Ferreira (2000) correlaciona os valores de consumo de O<sub>2</sub>, produção de organismos nitrificantes e a destruição da alcalinidade. De acordo com o autor, a cada 6,50 mg/L de organismos nitrificantes produzidos, são consumidos 216,00 mg/L de OD e 353,50 mg de alcalinidade. Por outro lado, enquanto a nitrificação consome o OD e a alcalinidade presentes no meio, Von Sperling (2009) afirma que durante os processos de desnitrificação a cada 1 mg/L de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> reduzido a N<sub>2</sub> são liberados 2,86 mg O<sub>2</sub>/L no meio líquido, assim como metade da alcalinidade consumida anteriormente.

### **3.4.6 Temperatura**

A elevação da temperatura em líquidos pode aumentar as taxas das reações físicas, químicas e biológicas do meio, além de diminuir a solubilidade de gases, como o O<sub>2</sub>, e afetar a vida aquática (VON SPERLING, 2009). De acordo com Metcalf & Eddy (2004), a faixa ótima para que ocorram as atividades bacterianas encontra-se entre 25 e 35°C. Em temperaturas acima de 50°C a digestão aeróbia e a nitrificação cessam suas atividades. Já em temperaturas menores que 15°C as bactérias metanogênicas tornam-se inativas e, abaixo de 5°C, as bactérias nitrificantes praticamente param o seu metabolismo.

Iamamoto (2006) cita em seu trabalho que a faixa de 25 a 36°C é considerada ótima para o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes. Já Ferreira (2000) afirma que o processo de nitrificação ocorre em uma larga faixa de temperatura, de 4 a 45°C, sendo 35°C a temperatura ótima para o desenvolvimento das *Nitrosomonas*, e a faixa de 35 a 42°C a ideal para as bactérias *Nitrobacter*. O autor também afirma que acima de 35°C a nitrificação decresce em função da desnaturação das proteínas e pelo aumento antecipado da taxa de reação.

A desnitrificação ocorre em uma faixa de temperatura entre 0 e 50°C, porém as temperaturas ótimas ocorrem acima dos 35°C (VON SPERLING, 2005). Para USEPA (1993), temperaturas abaixo de 20°C acabam afetando de forma mais significativa as taxas de desnitrificação.

### **3.4.7 Potencial hidrogeniônico (pH)**

O pH refere-se à concentração de íons hidrogênio presente no meio e indica características ácidas, básicas ou de neutralidade da amostra a ser analisada. De acordo com Metcalf & Eddy (2004), a água pode dissociar-se em íons de hidrogênio ( $H^+$ ) e íons hidroxila ( $OH^-$ ), sendo que os valores de pH são determinados pelo logaritmo negativo da concentração de  $H^+$ . A faixa de pH varia entre 0 e 14. Um pH igual a 7 indica a neutralidade da amostra, já valores abaixo de 7 caracterizam um meio ácido e valores acima da neutralidade, um meio alcalino.

Jordão e Pessoa (2014) afirmam que o pH é um parâmetro de grande importância para o controle e a operação das estações de tratamento. Os processos que ocorrem nas ETE's são condicionados por faixas específicas de pH. Metcalf & Eddy (2004) e USEPA (1993) destacam que os processos de nitrificação ocorrem na faixa ótima de 6,5 a 9,0, enquanto que a desnitrificação é favorecida pela faixa de 7,0 a 8,0. Sedlak (1991) afirma que a faixa de 7,5 a 8,0 é considerada a mais eficiente para remoção de fósforo.

As formas  $NH_3$  e  $NH_4^+$ , presentes no meio líquido, são condicionadas pela variação de temperatura e pH. Quanto maiores os valores destes parâmetros, maior será a presença de  $NH_3$ . Valores de pH menores que 8 apresentam praticamente apenas  $NH_4^+$ , enquanto que valores de pH acima de 11 ocorre a predominância de  $NH_3$ . Valores de pH próximos a 9,5 distribuem de forma igualitária as concentrações de  $NH_3$  e  $NH_4^+$  (VON SPERLING, 2005). De acordo com a USEPA (1993), estudos comprovam que a presença de  $NH_3$  confere um aumento na toxicidade aguda em espécies aquáticas. A Tabela 4 apresenta uma variação

aproximada da concentração das formas de  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$  ao alterar-se o pH e a temperatura do meio.

Tabela 4 – Distribuição aproximada entre as formas de  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$  em função da alteração da temperatura e do pH

pH	Temperatura = 15 °C		Temperatura = 20 °C		Temperatura = 25 °C	
	$\text{NH}_3$ (%)	$\text{NH}_4^+$ (%)	$\text{NH}_3$ (%)	$\text{NH}_4^+$ (%)	$\text{NH}_3$ (%)	$\text{NH}_4^+$ (%)
6,5	0,08	99,92	0,11	99,89	0,17	99,83
7,0	0,26	99,74	0,35	99,65	0,50	99,50
7,5	0,80	99,20	1,10	98,90	1,70	98,30
8,0	2,40	97,60	3,20	96,80	5,00	95,00

Fonte: USEPA (1993).

A alcalinidade é definida pela capacidade de neutralização de ácidos em meios líquidos, podendo interferir nos seus valores de pH. Devido a liberação de íons  $\text{H}^+$  durante a reação de oxidação do nitrogênio amoniacal nos processos de nitrificação, a alcalinidade do meio é consumida. Caso não haja alcalinidade suficiente para que ocorra o tamponamento do líquido, os valores de pH acabam sendo reduzidos (LIMA, 2014). O consumo de alcalinidade através da oxidação do nitrogênio amoniacal é de 8,64 mg de  $\text{HCO}_3^-/\text{NH}_4^+$  oxidado (IAMAMOTO, 2006).

### 3.4.8 Potencial de oxirredução (ORP)

A leitura do ORP revela o estado de oxidação do meio e permite determinar sob quais condições as reações vem ocorrendo neste ambiente. De acordo com Lima (2014), valores positivos de ORP indicam o favorecimento à oxidação, enquanto valores negativos de ORP representam o favorecimento da redução.

Segundo Von Sperling (2011), ambientes aeróbios possuem valores de ORP superiores a +50 mV, aproximadamente, e ambientes anaeróbio apresentam valores de ORP menores que -50 mV. Entre estes valores, a condição que prevalece é a anóxica. Desta forma, a partir da leitura do ORP, é possível estabelecer os processos que devem estar acontecendo no meio, uma vez que a nitrificação ocorre em ambientes aeróbios e a desnitrificação sob condições anóxicas.

### 3.4.9 Tempo de detenção hidráulico (TDH)

De acordo com Oliveira Netto (2007), a determinação de um TDH adequado para o sistema de tratamento pode ser considerada a variável mais significativa, no que diz respeito

ao desempenho global de um reator. Para que processos como a nitrificação, a desnitrificação, a remoção de matéria orgânica e a remoção de fósforo tenham uma boa eficiência, é necessário que os efluentes permaneçam por um tempo mínimo em seus respectivos reatores. Os valores ideais de TDH são dados em função do tipo de efluente a ser tratado e dos sistemas utilizados.

Para Jordão e Pessoa (2014), o TDH de sistemas de lodo ativado convencionais varia entre 4 e 8h, porém em processos com nitrificação, o tempo aumenta para valores entre 6 e 12h. Oliveira Netto (2007) avaliou, em nível de bancada, o desempenho de um sistema de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo com recirculação da fase líquida em esgotos sanitários, constatando uma boa eficiência na remoção de DQO ao utilizar valores de TDH de 8h para a fase anaeróbia e 3h para a fase aeróbia.

Mota (2015) realizou um estudo utilizando TDH's entre 18 e 5,1h em IFAS, para o tratamento de esgotos domésticos. De acordo com a autora, TDH's acima de 9h garantiram uma eficiência superior a 90% na remoção de nitrogênio amoniacal, enquanto que a remoção de matéria orgânica permaneceu com uma eficiência próxima a 95% de DQO em todos os tempos analisados. Verificou-se também que nos valores de TDH menores que 6h ocorreu um aumento no pH do meio, possivelmente em razão da redução da eficiência da nitrificação.

A Tabela 5 apresenta os principais valores utilizados em sistemas de lodo ativado com diferentes configurações, conforme Metcalf & Eddy (2004) e USEPA (1993). As etapas de cada uma destas configurações estão descritas no subitem 3.5.

Tabela 5 – Variação dos valores de TDH para diferentes tipos de configuração de sistemas de lodo ativado

Configuração	Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) por reator (h)				
	Reator Anaeróbio	1º Reator Anóxico	1º Reator Aeróbio	2º Reator Anóxico	2º Reator Aeróbio
Phoredox	0,5-1,5	—	1-3	—	—
Phoredox de 3 estágios	0,5-1,5	0,5-1	4-8	—	—
Bardenpho de 4 estágios	—	1-5	4-12	2-5	0,5-1
Bardenpho de 5 estágios	0,5-1,5	1-3	4-12	2-4	0,5-1
UCT	1-2	2-4	2,5-12	—	—
UCT Modificado	1-2	2-4	4-12	2-4	—

Fonte: Adaptado pelo autor com base em Metcalf & Eddy (2004) e USEPA (1993).

### 3.5 Sistemas de lodo ativado

O princípio do processo de lodo ativado é baseado na constante movimentação do material presente em um reator, de forma a manter a biomassa em suspensão. Esta movimentação pode ser realizada através de aeradores superficiais ou por difusores de ar dispostos no fundo do reator, os quais introduzem O<sub>2</sub> na massa líquida do efluente. Outra característica fundamental dos sistemas de lodo ativado é o retorno do lodo sedimentado no decantador secundário para o reator biológico, garantindo a concentração de biomassa no sistema, que irá consumir a matéria orgânica do meio (CALIJURI; CUNHA, 2013).

Para Mendonça (2002), o sistema de tratamento por meio de lodo ativado é o mais utilizado dentre os processos biológicos aeróbios. A alta eficiência na remoção da DBO e a possibilidade de remoção de nutrientes estão entre as principais vantagens do sistema. Em contrapartida, o consumo de energia elétrica pode ser considerado como um aspecto negativo. Variações mais recentes realizadas nos sistemas de lodo ativado convencional, como o pré-tratamento anaeróbio, vêm contribuindo para que ocorram melhorias que proporcionem maiores eficiências na remoção de poluentes dos efluentes tratados. A digestão anaeróbia prévia diminui a carga orgânica de entrada no reator aeróbio, reduz o consumo de energia e a produção de lodo e promove ainda mais a remoção de nutrientes.

Mota (2015) menciona em seu estudo que o sistema de lodo ativado consiste em duas fases. A primeira corresponde a fase bioquímica, que ocorre no tanque de aeração, e a outra refere-se a fase física, que ocorre no decantador secundário. No tanque de aeração, o carbono orgânico, o nitrogênio e o fósforo podem ser removidos por meio de atividades biológicas, enquanto que no decantador secundário ocorre a sedimentação e o espessamento do lodo. Contudo, a autora também cita que existe uma certa dificuldade na descrição dos processos biológicos e físico-químicos que ocorrem nestes tanques, em razão da grande variação de vazões e cargas de contribuição recebidas ao longo do dia pelo sistema. Estas variações podem alterar o ciclo biológico dos microrganismos.

Ferreira e Coraiola (2008) concluem em seu estudo que o processo biológico por lodo ativado apresenta alta eficiência na remoção de DBO, com baixo custo, sendo o mais utilizado para tratamento de efluentes sanitários. Os autores justificam a eficiência do sistema ao fato de parte da matéria orgânica ser mineralizada para CO<sub>2</sub> e água, enquanto que o restante é convertido em biomassa e pode ser reutilizado no próprio sistema.

Os sistemas de lodo ativado possuem uma série de configurações possíveis de serem implantadas, com variações em razão do tempo de detenção celular a ser aplicado, o tipo de fluxo utilizado e os objetivos a serem alcançados. Dentre os processos contínuos capazes de promover a remoção de nutrientes estão o Phoredox, o Bardenpho e um processo desenvolvido pela *University of Capetown*, na África do Sul, o qual originou a sigla UCT (VON SPERLING, 2005).

De acordo com USEPA (2010), no início da década de 1970 ocorreram grandes avanços relacionados a remoção biológica de nitrogênio e fósforo, sobretudo a partir dos trabalhos realizados na África do Sul, onde desenvolveram-se várias configurações de processos, tanto para remoção separada de fósforo e nitrogênio, quanto de forma combinada. Alguns destes processos, como o Phoredox e o Bardenpho, acabaram sendo patenteados posteriormente.

O processo Phoredox é composto por uma sequência de dois reatores, sendo que o primeiro deve apresentar condições anaeróbias e o segundo, condições aeróbias. O retorno do lodo do decantador secundário é direcionado para o reator anaeróbio, não havendo recirculação entre os reatores (FIGURA 2). Dentre as principais vantagens deste sistema estão a simples operação, a possibilidade de utilização de baixas taxas de DBO por fósforo e os valores baixos de TDH que permitem a utilização de estações mais compactas. Porém, este processo apresenta baixa flexibilidade operacional e a desnitrificação não é favorecida (METCALF & EDDY, 2004).

Figura 2 – Configuração do processo Phoredox



Fonte: Adaptado pelo autor com base em Metcalf & Eddy (2004) e Sedlak (1991).

Já no processo Phoredox de 3 estágios, também conhecido por processo de lodo ativado com alternância em condições anaeróbia, anóxica e aeróbia (A<sup>2</sup>O), a remoção do nitrogênio é garantida através da sua configuração, composta pela sequência de três reatores, operando, respectivamente, nas citadas condições (FIGURA 3). Após ocorrer a nitrificação do

efluente no reator aeróbio, este retorna para o reator anóxico que promoverá a desnitrificação. Assim como no processo anterior, o lodo do decantador secundário é redirecionado para o reator anaeróbio, proporcionando condições adequadas para que ocorra a remoção de fósforo. A sua eficiência é condicionada pela ausência de  $\text{NO}_3^-$  no material de retorno (VON SPERLING, 2005).

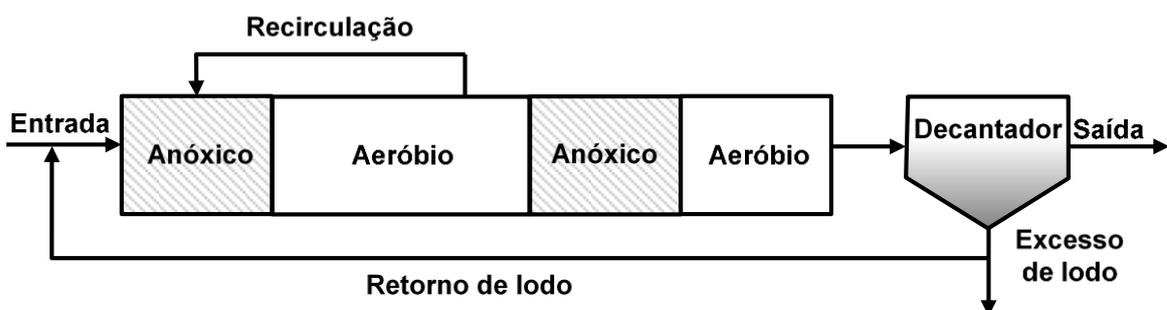
Figura 3 – Configuração do processo Phoredox de 3 estágios ou processo A<sup>2</sup>O



Fonte: Adaptado pelo autor com base em Metcalf & Eddy (2004), Sedlak (1991), USEPA (1993) e Von Sperling (2005).

O processo Bardenpho pode apresentar 4 ou 5 estágios, dependendo da finalidade a qual pretende-se aplicar o processo. No sistema Bardenpho de 4 estágios (FIGURA 4), a sequência das condições presentes em seus reatores são, respectivamente, anóxico, aeróbio, anóxico e aeróbio. O lodo do decantador secundário retorna para o primeiro reator anóxico, assim como parte do efluente tratado no primeiro reator aeróbio. Esta configuração é ideal para remoção de nitrogênio, uma vez que o segundo reator anóxico permite que ocorra a desnitrificação dos  $\text{NO}_3^-$  não reciclados na primeira zona anóxica. Porém, como não há a presença de condições anaeróbias, os processos biológicos de remoção de fósforo são inibidos (USEPA, 1993).

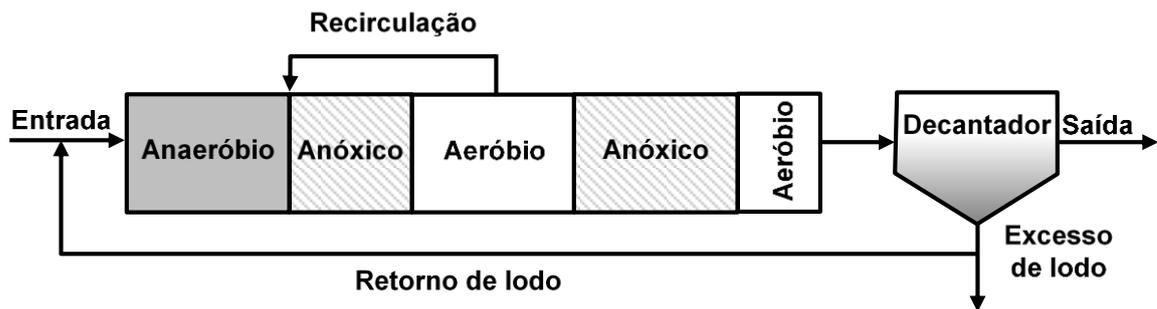
Figura 4 – Configuração do processo Bardenpho de 4 estágios



Fonte: Adaptado pelo autor com base em Metcalf & Eddy (2004), Sedlak (1991), USEPA (1993) e Von Sperling (2005).

A configuração do sistema Bardenpho de 5 estágios é semelhante ao de 4 estágios, porém há a inclusão de um reator anaeróbio em frente aos demais reatores, conforme é possível visualizar na Figura 5. O lodo do decantador retorna para o reator anaeróbio e a recirculação do efluente do primeiro reator aeróbio continua sendo encaminhado para o primeiro tanque anóxico. Incluindo a etapa anaeróbia, os processos que envolvem a remoção biológica de fósforo acabam sendo favorecidos (METCALF & EDDY, 2004).

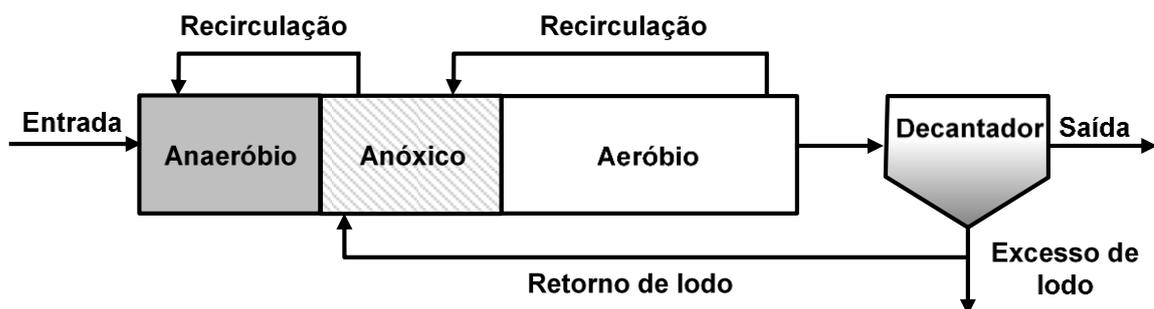
Figura 5 – Configuração do processo Bardenpho de 5 estágios



Fonte: Adaptado pelo autor com base em Metcalf & Eddy (2004), USEPA (1993) e Von Sperling (2005).

Segundo Sedlak (1991), assim como o sistema Phoredox modificado, ou A<sup>2</sup>O, o sistema UCT é composto pela sequência de reatores anaeróbio, anóxico e aeróbio, porém os processos de recirculação são diferenciados (FIGURA 6). Neste sistema, existem duas recirculações de efluente, a primeira do reator aeróbio para o anóxico e outra do reator anóxico para o anaeróbio. O retorno do lodo ocorre para o reator anóxico.

Figura 6 – Configuração do processo UCT

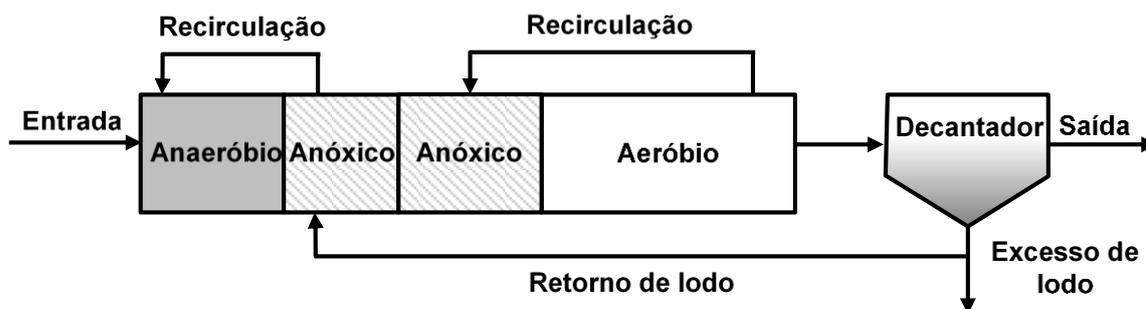


Fonte: Adaptado pelo autor com base em Metcalf & Eddy (2004), Sedlak (1991), USEPA (1993) e Von Sperling (2005).

No processo UCT modificado, acrescenta-se um quarto reator, sob condições anóxicas, entre o primeiro reator anóxico e o reator aeróbio (FIGURA 7). As recirculações, neste caso, ocorrem do reator aeróbio para o segundo reator anóxico e do primeiro reator

anóxico, o qual recebe o lodo do decantador secundário, para o reator anaeróbio. Estes procedimentos permitem que ocorra uma remoção maior de  $\text{NO}_3^-$  do meio, antes que o efluente seja recirculado para o tanque anaeróbio. As operações das configurações UCT e UCT modificado são mais complexas que os demais sistemas citados anteriormente.

Figura 7 – Configuração do processo UCT modificado



Fonte: Adaptado pelo autor com base em Metcalf & Eddy (2004), Sedlak (1991), USEPA (1993) e Von Sperling (2005).

### 3.6 Reatores de leito móvel com biofilme (MBBR)

Os sistemas de filtro biológico baseiam-se no crescimento aderido da biomassa em um meio suporte, os quais ficam retidos na unidade de tratamento. Inicialmente, o material utilizado como meio suporte de filtros biológicos era formado por pedregulhos, porém, leitos compostos por materiais mais leves, como os polímeros, vêm sendo utilizados em maior escala (CALIJURI; CUNHA, 2013).

O principal objetivo da retenção desta biomassa é a disponibilização de uma comunidade microbiana mais diversificada e ativa no interior destes reatores (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Segundo Metcalf & Eddy (2004), os processos que envolvem filtros biológicos promovem tanto a remoção de matéria orgânica, quanto a nitrificação. A utilização de altas concentrações de biomassa no reator permite que a eficiência na remoção de compostos orgânicos seja maior, possibilita a operação de maiores cargas de poluentes e garante maior estabilidade diante das variações que ocorrem nos esgotos contribuintes.

De acordo com Oliveira, Volschan Junior e Jordão (2011), os MBBR incorporam as melhores características de processos com crescimento de biomassa em suspensão e aderida. Este processo foi desenvolvido inicialmente na Noruega, devido à necessidade de aperfeiçoamento do desempenho das ETE's já existentes, assim como o aumento na

capacidade do seu tratamento. Os principais sistemas de tratamento utilizados naquele país são compostos por lodo ativado.

Mota (2015) afirma que o MBBR vem sendo apontado como uma boa alternativa para redução do volume de lodo gerado e para o aumento da capacidade de unidades de tratamento. A autora também afirma em sua pesquisa que a concentração de SST de sistemas MBBR são mais baixos que em sistemas de lodo ativado e que, diferentemente dos processos que envolvem leito fixo, estes não enfrentam problemas com perdas de carga e não necessitam que sejam realizados processos de retrolavagem para que o seu desempenho se mantenha.

Dezzoti (2008) destaca como vantagens do sistema MBBR a baixa perda de carga, o reduzido tamanho das unidades operacionais e não necessidade do reciclo do lodo, como em sistemas de lodo ativado, uma vez que o crescimento da biomassa ocorre de forma aderida ao meio suporte. Já dentre as desvantagens citadas pelo autor estão os custos operacionais, relacionados principalmente ao consumo energético, e a necessidade em se dispor um sistema de aeração adequado para que ocorra a movimentação dos meios suportes dentro do reator.

Oliveira (2008) sugere a padronização da concentração de SSV como forma de quantificação da biomassa aderida ao meio suporte em processos de tratamento que envolvam a tecnologia MBBR. Para que a totalidade de biomassa presente no reator seja representada, devem-se considerar tanto os sólidos aderidos ao meio suporte quanto os sólidos em suspensão.

### **3.7 Sistema híbrido integrado por lodo ativado e biofilme de leito móvel (IFAS)**

Os sistemas híbridos são formados por associações de diferentes tecnologias de tratamento. Desta forma, o IFAS é definido pela USEPA (2010) como sendo uma tecnologia relativamente nova, que descreve qualquer sistema de crescimento aderido que incorpore um meio de crescimento anexado dentro do reator de crescimento suspenso.

Fujii et al. (2013) compararam a eficiência entre o sistema de lodo ativado convencional e um IFAS para o tratamento de esgoto sanitário. Com relação à remoção de matéria orgânica, o IFAS alcançou uma eficiência de 91% contra 85% do sistema de lodo ativado convencional. Da mesma forma, a remoção de nitrogênio no IFAS foi superior que no sistema de lodo ativado convencional, cujas eficiências foram de 90% e 51%,

respectivamente. O estudo também concluiu que a estabilidade operacional do IFAS é superior que o lodo ativado e que a adição de material suporte correspondente a uma fração de enchimento de 50%, com área superficial específica de  $300 \text{ m}^3/\text{m}^2$ , pode, aproximadamente, duplicar a capacidade de um sistema de lodo ativado existente.

De acordo com a pesquisa de Mota (2015), o IFAS tem sido utilizado principalmente em zonas aeróbias ou anóxicas, com o objetivo de aumentar a eficiência da nitrificação e da desnitrificação, respectivamente. Apesar de ainda não se ter muito conhecimento sobre a utilização de meio suporte em zonas anaeróbias, algumas pesquisas vêm avaliando a sua eficiência nos processos que envolvem a remoção biológica de fósforo.

## 4 METODOLOGIA

Neste capítulo são apresentados o sistema utilizado para o tratamento dos efluentes gerados no CCU, bem como a metodologia empregada para a obtenção dos parâmetros físicos e químicos analisados no presente estudo.

### 4.1 Descrição do sistema de tratamento

O tratamento dos efluentes gerados no CCU é realizado por um sistema modular, modelo Mizumo *Business* MB-20, produzido pela empresa Máquinas Agrícolas Jacto S/A, cuja instalação ocorreu em abril de 2013. Segundo o fabricante, a capacidade máxima de tratamento da estação é de 20 m<sup>3</sup>/d. O sistema é composto por um tanque de dois metros de diâmetro, que, em conjunto com a casa de máquinas, ocupa uma área equivalente a 47 m<sup>2</sup> (FIGURA 8).

Figura 8 – Local de instalação da ETE do CCU



Fonte: Autor (2016).

O efluente encaminhado para a ETE passa, inicialmente, por um sistema de gradeamento (FIGURA 9), com espaçamento de 1,5 cm entre as barras, a fim de evitar a entrada de sólidos grosseiros na estação. Estes sólidos grosseiros podem danificar as estruturas do sistema de tratamento, comprometendo a sua eficiência.

Figura 9 – Gradeamento dos efluentes gerados no CCU

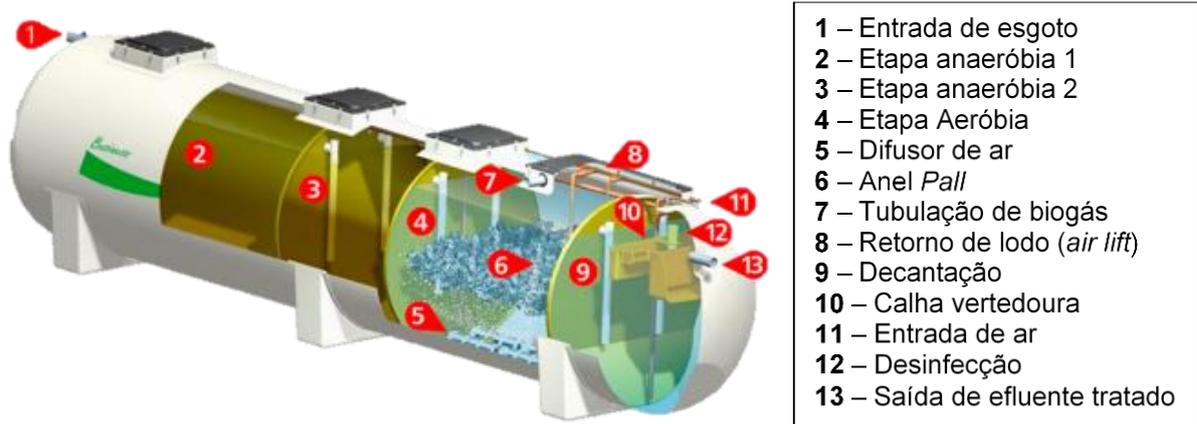


Fonte: Autor (2016).

Após o gradeamento, o efluente é direcionado para uma sequência de reatores, composta por dois reatores anaeróbios e um reator aeróbio. O reator aeróbio possui meio suporte que deve favorecer a formação de biomassa aderida. Por fim, o efluente chega ao decantador. Nesta etapa, ocorre a separação do material líquido e do lodo decantado. O material líquido segue para o tanque de contato, onde é realizada a sua desinfecção, e o lodo retorna para o início do processo, junto ao primeiro reator anaeróbio.

Os reatores anaeróbios, o reator aeróbio, o decantador e o tanque de contato estão dispostos sequencialmente, dentro do tanque de tratamento, separados por paredes internas de fibra de vidro. A Figura 10 representa estas etapas do sistema de tratamento. A passagem do efluente entre os reatores é realizada de forma contínua, por ação da gravidade. Para o dimensionamento do sistema de tratamento considerou-se uma vazão de contribuição média igual a 20 m<sup>3</sup>/d e um pico de 1,8 vezes a vazão média, por um tempo máximo de duas horas consecutivas. A seguir, a forma de operação de cada reator é descrita com maior detalhamento.

Figura 10 – Etapas do sistema modular de tratamento, modelo Mizumo *Business* MB-20



Fonte: Adaptado pelo autor com base em Mizumo (2016).

#### 4.1.1 Reatores anaeróbios sequenciais

Os reatores anaeróbios sequenciais são formados por dois reatores de fluxo ascendente, com volumes de 11,43 m<sup>3</sup> e 5,69 m<sup>3</sup>, respectivamente, conforme Mizumo (2013). Os fabricantes apontam que os reatores anaeróbios foram dimensionados a fim de garantirem, juntos, valores de TDH superiores a 20 horas, para vazões diárias médias de 20 m<sup>3</sup>/d.

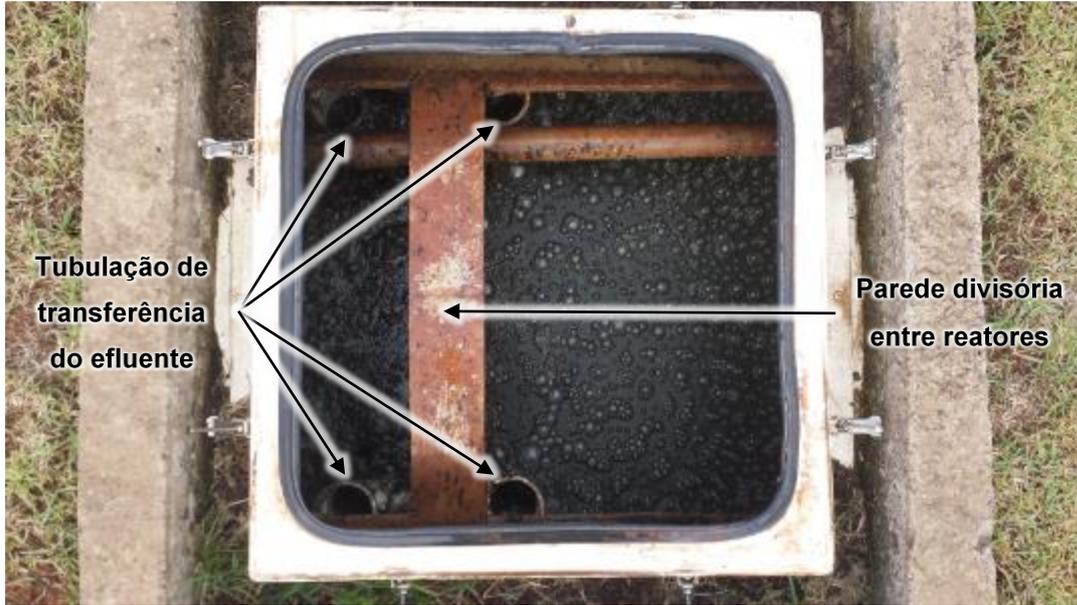
A Figura 11 e a Figura 12 apresentam os bocais de inspeção dos reatores anaeróbios. No bocal registrado pela Figura 11, é possível observar a entrada do efluente no tanque, através de uma tubulação que direciona o líquido para o fundo do reator, assim como a tubulação por onde o lodo formado no decantador retorna para o início do processo. O sistema de retorno do lodo é descrito mais à frente. Já na Figura 12 é possível observar a parede de divisão entre os dois reatores anaeróbios, além da tubulação de transferência do efluente.

Figura 11 – Bocal de inspeção localizado na entrada do efluente no primeiro reator anaeróbio



Fonte: Autor (2016).

Figura 12 – Bocal de inspeção localizado entre os reatores anaeróbios



Fonte: Autor (2016).

Segundo Chernicharo (2001), em reatores anaeróbios grande parte da matéria orgânica biodegradável presente nas águas residuárias é convertida em biogás. O tratamento do biogás formado pelas reações anaeróbias não é foco do presente estudo. Contudo, é válido informar que os gases gerados nos reatores são direcionados para um filtro de carvão ativado (FIGURA 13), a fim de reduzir odores característicos de suas reações.

Figura 13 – Sistema de tratamento dos gases gerados nos reatores



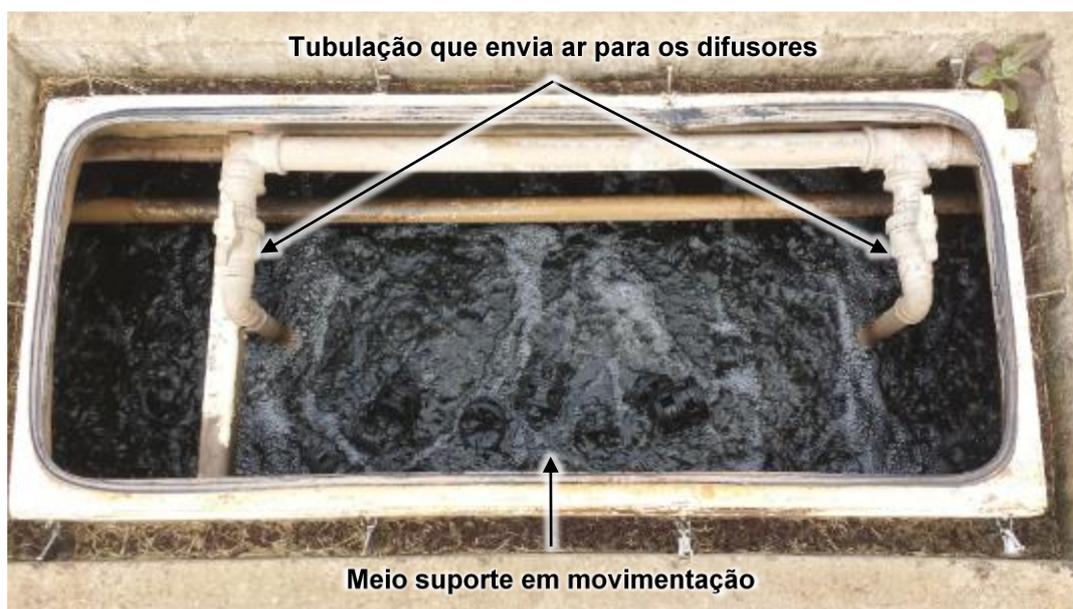
Fonte: Autor (2016).

A parcela restante da matéria orgânica acaba sendo convertida em biomassa e transforma-se em lodo excedente. O material não convertido passa para o reator seguinte. O lodo excedente permanece nos reatores, até que ocorra a sua remoção. Segundo o fabricante, a frequência de remoção do lodo é de quatro meses (MIZUMO, 2011). Porém, de acordo com os responsáveis pela ETE, como a formação de lodo é muito baixa nesta estação, até o momento não foram realizados procedimentos de remoção de lodo dos reatores.

#### 4.1.2 Reator aeróbio

O reator aeróbio apresenta um volume equivalente a 9,49 m<sup>3</sup>, onde estão dispostos 3 difusores de ar. O reator é preenchido parcialmente com meio suporte do tipo Anel *Pall*. O TDH mínimo utilizado no dimensionamento do reator, para vazões médias de 20 m<sup>3</sup>/d, é de 10 horas, conforme o fabricante (MIZUMO, 2011; MIZUMO, 2013). Através da Figura 14 é possível observar a tubulação que direciona o ar para os difusores, localizados no fundo do reator, assim como o meio suporte em movimentação.

Figura 14 – Bocal de inspeção localizado no reator aeróbio



Fonte: Autor (2016).

Além de aumentar a concentração de OD no meio, a aeração, através de difusores de ar, permite que o lodo produzido não se decante no fundo do reator, reativando os microrganismos aeróbios que realizaram a sua digestão. Esta aeração é garantida por meio de três sopradores instalados na casa de máquinas. Existe também um quarto soprador reserva instalado, a fim de garantir a aeração do reator aeróbio caso haja algum problema técnico nos

demais sopradores. Segundo os fabricantes, os sopradores devem assegurar a transferência de 120 L/min de ar, para cada difusor instalado, ao efluente a ser tratado. Os sopradores utilizados na ETE são da marca Tohin, modelo TM200N, e possuem uma potência de 170 W, cada, transferindo aos difusores até 200 L/min de ar, por soprador (FIGURA 15).

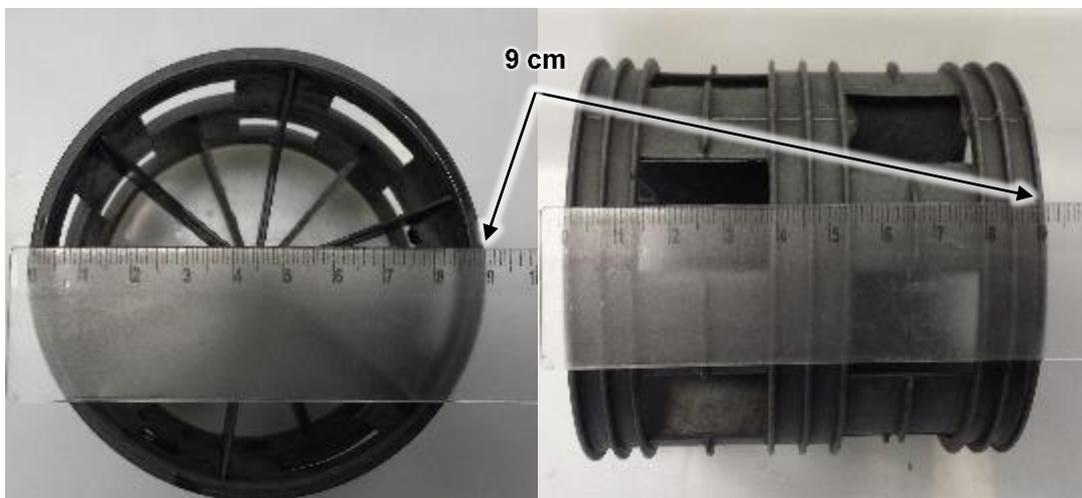
Figura 15 – Sopradores utilizados na aeração do reator aeróbio



Fonte: Autor (2016).

A Figura 16 apresenta os Anéis *Pall* utilizados como meio suporte na ETE analisada. Os fabricantes afirmam que a área superficial específica destes anéis é maior que 100 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> e que o seu índice de vazio é maior que 95%. De acordo com os responsáveis pela operação da ETE, o meio suporte preenche cerca de 50% do volume do reator aeróbio. A formação da biomassa aderida nos Anéis *Pall* pode ser observada na Figura 17.

Figura 16 – Anel *Pall* utilizado como meio suporte para formação de biomassa aderida



Fonte: Autor (2016).

Figura 17 – Biomassa aderida em um Anel *Pall*



Fonte: Autor (2016).

#### 4.1.3 Decantador, tanque de contato e sistema de retorno do lodo

O decantador é a última etapa pela qual o efluente passa, antes de seguir para a desinfecção. Segundo Mizumo (2013), o volume do decantador é de 3,36 m<sup>3</sup> e do tanque de contato é de apenas 0,40 m<sup>3</sup>. O TDH mínimo projetado para o decantador é de 4 horas, para vazões médias iguais a 20 m<sup>3</sup>/d. Já o tanque de contato é projetado para manter o material líquido por no mínimo 15 minutos. Nesta etapa, o material líquido entra em contato com tabletes de dissolução compostos por ácido tricloroisocianúrico, que fará a sua desinfecção.

O lodo acumulado no fundo do decantador retorna para o primeiro reator anaeróbio, através de um sistema do tipo *air lift*. Este sistema utiliza a injeção de ar a altas profundidades, para que ocorra o bombeamento e encaminhamento do lodo do decantador ao reator anaeróbio. O sistema *air lift* é acionado automaticamente pelo painel de controle, localizado na casa de máquinas, em cinco momentos distintos, conforme informado pela equipe responsável pela operação da estação: da 1h à 1h15min; das 3h às 3h15min; das 5h às 5h15min; das 14h10min às 14h15min; e das 22h às 22h15min. No momento em que ocorre o retorno do lodo, o ar injetado pelos sopradores é direcionado para a tubulação correspondente ao *air lift*.

A Figura 18 apresenta o bocal de inspeção localizado sobre o decantador. Nesta figura é possível observar a parte superior do tanque de contato, onde ocorre o processo de

desinfecção, assim como a tubulação referente ao sistema *air lift*. A tubulação de menor diâmetro direciona o ar para o fundo do reator e bombeia o lodo para a tubulação de maior diâmetro, que envolve esta primeira.

Figura 18 – Bocal de inspeção localizado no decantador



Fonte: Autor (2016).

#### 4.1.4 Eficiências de projeto

A Tabela 6 apresenta os principais parâmetros utilizados no projeto do sistema de tratamento e que serão analisados no presente estudo. Os fabricantes ressaltam que estes parâmetros são baseados em efluentes de origem doméstica, sem contaminação por óleos e graxas e com vazões que não extrapolem o limite operacional. Os mesmos também mencionam que os três sopradores devem estar em operação para que as eficiências descritas na Tabela 6 sejam atendidas.

Tabela 6 – Eficiência de projeto para o sistema modular de tratamento de esgoto doméstico modelo Mizumo *Business* MB-20

Parâmetro	Entrada	Saída
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	<400	<40
DQO (mg/L)	<800	<80
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	<30	<20
Fósforo total (mg/L)	<4	<1
ST (mg/L)	<1000	<750
OD (mg/L)	<1	>2
Temperatura mínima de operação – média diária (°C)	15	15
Temperatura máxima de operação – média diária (°C)	35	35
pH	5 a 9	5 a 9

Fonte: Mizumo (2011).

## 4.2 Condições e parâmetros de monitoramento

Conforme já mencionado, o sistema de aeração do reator aeróbio é composto por três sopradores, que direcionam o ar até os difusores localizados no fundo do reator citado. Apesar de o fabricante alertar sobre a necessidade em manterem-se os três sopradores constantemente em operação, análises de OD realizadas no reator aeróbio apresentaram concentrações de O<sub>2</sub> bem acima dos valores mínimos citados pela bibliografia. Oliveira Netto (2007), por exemplo, recomenda a aplicação mínima de 2 mg/L de O<sub>2</sub> em sistemas de tratamento que visam a nitrificação. Análises semanais realizadas entre 22/03/2016 e 16/05/2016, através da sonda Horiba, modelo U-5000G, apresentaram valores entre 7,73 e 8,81 mg/L de OD. Desta forma, propôs-se a análise da eficiência do sistema de tratamento ao reduzir o número de sopradores em operação, verificando se a economia de energia elétrica alteraria a eficiência do sistema.

Assim sendo, no presente trabalho foram monitoradas três diferentes condições de operação no que diz respeito à aeração aplicada ao reator aeróbio. Inicialmente, verificou-se a eficiência do sistema mantendo-se os três sopradores acionados. Para representação deste cenário adotou-se a sigla 3S. Em seguida, o monitoramento foi realizado utilizando-se dois sopradores (2S) e, por fim, apenas um soprador (1S).

Cada cenário foi monitorado por seis semanas, sendo que as coletas do cenário 3S ocorreram entre 17/06/2016 e 20/07/2016, do cenário 2S entre 26/07/2016 e 30/08/2016 e do cenário 1S entre 06/09/2016 e 10/10/2016. O desligamento dos sopradores, a fim de alterar as condições de aeração, foi realizado imediatamente após a última coleta dos cenários 3S e 2S.

As coletas e a análise dos parâmetros DBO<sub>5</sub>, DQO, NTK, nitrogênio amoniacal, fósforo total e a série de sólidos foram realizadas a cada 2 semanas. Já a análise dos parâmetros OD, temperatura, pH e ORP foram realizadas semanalmente. As coletas observaram as técnicas de amostragem e preservação apontadas pela ABNT NBR 9.898/1987, que trata sobre o referido assunto, e as análises laboratoriais foram realizadas junto ao Laboratório de Saneamento Ambiental do Centro Universitário Univates. Os resultados obtidos foram analisados por meio de gráficos comparativos de eficiência. A seguir são descritas as metodologias utilizadas para a obtenção dos parâmetros de análise.

#### 4.2.1 Determinação das vazões de operação

Como não há o monitoramento das vazões de entrada e saída de efluente da ETE do CCU, a determinação das vazões aplicadas à estação foi realizada de forma manual. Considerando que as vazões de entrada e saída da ETE são as mesmas, realizou-se a análise apenas no ponto de saída. Com o auxílio de um recipiente adequado, como um becker, cronometrou-se o tempo necessário para que o efluente enchesse parcialmente este recipiente. Em seguida o líquido era transferido para uma proveta, onde fazia-se a leitura do volume coletado no determinado tempo.

A partir da razão entre o volume e o tempo cronometrado na coleta, foi possível determinar vazões pontuais aplicadas à ETE, em um dia de atividades normais no campus da Univates. Este procedimento foi adotado de hora em hora, das 7h30min às 22h30min, exceto às 12h30min, devido o tempo disponível utilizado para a realização das análises. Após obterem-se todos os dados pontuais de vazão, elaborou-se um histograma contendo as leituras de vazão realizadas na ETE. Desta forma, foi possível determinar o horário de pico da vazão neste dia, assim como o TDH aplicado em cada reator.

#### 4.2.2 Determinação do OD, temperatura, pH e ORP

A verificação dos parâmetros OD, temperatura, pH e ORP foram realizados com o auxílio da sonda multiparâmetro Horiba, modelo U-5000G (FIGURA 19). Este equipamento possui diversos sensores que fornecem os valores dos parâmetros citados. A análise destes parâmetros foi realizada em ambos reatores anaeróbios, no reator aeróbio e no decantador. A sonda era submergida diretamente nos reatores, até sua estabilização.

Figura 19 – Sonda multiparâmetro utilizada para determinar OD, temperatura, pH e ORP



Fonte: Autor (2016).

### 4.2.3 Determinação dos sólidos

A série de sólidos presente no reator aeróbio foi analisada segundo APHA (2012), através dos métodos 2540 B, 2540 C e 2540 E, que determinam, respectivamente, ST secos a 103-105°C, SDT a 180°C e SF e SV calcinados a 550°C, com adaptações realizadas por Oliveira (2008), a fim de quantificar os sólidos aderidos no meio suporte. Para esta análise foram coletados tanto Anéis *Pall*, quanto o material líquido presente no reator aeróbio. A determinação da série de sólidos foi realizada em triplicata.

A concentração final da série de sólidos presente no reator aeróbio foi calculada através da soma dos sólidos da matéria líquida do reator, à metade da concentração dos sólidos obtidos sob a forma aderida, uma vez que apenas 50% do volume do tanque de aeração é preenchido com o meio suporte. A Equação 6 apresenta um exemplo do cálculo utilizado para toda a série de sólidos (ST, SF, SV, SDT, SDF, SDV, SST, SSF e SSV).

$$ST_{Reator} = ST_{Matéria\ líquida} + (0,5 * ST_{Biomassa\ aderida}) \quad (6)$$

#### 4.2.3.1 Sólidos presentes no material líquido do reator aeróbio

De acordo com APHA (2012), para a determinação de ST, SF e SV, inicialmente devem ser preparadas cápsulas de porcelana em forno mufla, a 550°C, por no mínimo 1 hora. Após a realização deste procedimento, as cápsulas calcinadas foram levadas ao dessecador para resfriamento e estabilização de sua massa, permanecendo ali até o momento de sua utilização, em que cada cápsula foi identificada e pesada em balança analítica. Em seguida, foram transferidos 100 mL da amostra homogeneizada para os recipientes.

As cápsulas contendo a amostra foram levadas para a estufa, a 103-105°C, por no mínimo 1 hora, após a evaporação total do líquido contido na amostra. Passado o tempo mínimo, as cápsulas foram levadas outra vez ao dessecador para que resfriassem e se estabilizassem, a fim de realizar uma nova leitura de sua massa em balança analítica. Por fim, encaminhavam-se as cápsulas de porcelana para o forno mufla, a 550°C, por 1 hora. Para sua estabilização utilizou-se o mesmo procedimento de resfriamento citado acima. A massa obtida após esta estabilização foi medida em balança analítica. As concentrações de ST, SF e SV das amostras foram determinadas, respectivamente, através da Equação 7, da Equação 8 e da Equação 9.

$$ST(mg/L) = \frac{B-A}{V_{amostra}} \quad (7)$$

$$SF(mg/L) = \frac{C-A}{V_{amostra}} \quad (8)$$

$$SV(mg/L) = ST - SF \quad (9)$$

Onde:

A = massa da cápsula de porcelana sem a amostra, em mg;

B = massa obtida após a passagem pela estufa, em mg;

C = massa obtida após a passagem pelo forno mufla, em mg;

$V_{amostra}$  = volume da amostra transferido para a cápsula de porcelana, em L.

Os SDT, SDF e SDV foram obtidos a partir da filtração da amostra inicial. Esta filtração ocorreu através do aparato de filtração com bomba de vácuo. Inicialmente, colocou-se um filtro de fibra de vidro no suporte de filtração adaptado em um frasco de kitassato. Após, ligou-se a bomba de vácuo e homogeneizou-se a amostra, transferindo-a para o aparato de filtração. Os sólidos presentes no líquido filtrado correspondem aos SDT. Os procedimentos seguintes foram os mesmos tomados para a determinação de ST, SF e SV, com exceção da temperatura da estufa que foi elevada para  $180 \pm 2^\circ\text{C}$ . A Equação 10 foi utilizada para a determinação dos SDT, a Equação 11 para os SDF e a Equação 12 para os SDV.

$$SDT(mg/L) = \frac{E-D}{V_{amostra}} \quad (10)$$

$$SDF(mg/L) = \frac{F-D}{V_{amostra}} \quad (11)$$

$$SDV(mg/L) = SDT - SDF \quad (12)$$

Onde:

D = massa da cápsula de porcelana sem a amostra, em mg;

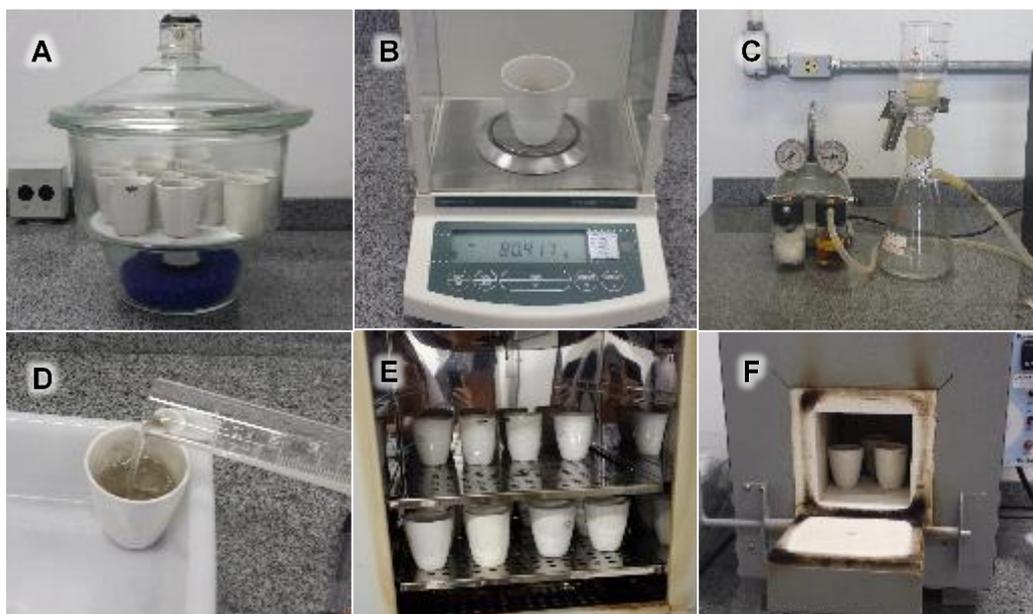
E = massa obtida após a passagem da amostra filtrada pela estufa, em mg;

F = massa obtida após a passagem da amostra filtrada pelo forno mufla, em mg;

$V_{\text{amostra}}$  = volume da amostra filtrada transferida para a cápsula de porcelana, em L.

A concentração de SST foi calculada a partir da diferença entre ST e SDT. A mesma relação foi tomada para a determinação dos SSF (diferença entre SF e SDF) e dos SSV (diferença entre SV e SDV). A Figura 20 apresenta os passos tomados para estipular-se a série de sólidos. Em “A” é possível observar as cápsulas de porcelana calcinadas aguardando a sua utilização, enquanto que em “B” as cápsulas são pesadas em balança analítica e em “C” a amostra é filtrada por meio do aparato de filtração, para determinação dos SDT, SDF e SDV. Em “D” a amostra é transferida para a cápsula de porcelana previamente identificada, em “E” as cápsulas são levadas para a estufa e em “F” para o forno mufla.

Figura 20 – Etapas A até F para a determinação da série de sólidos



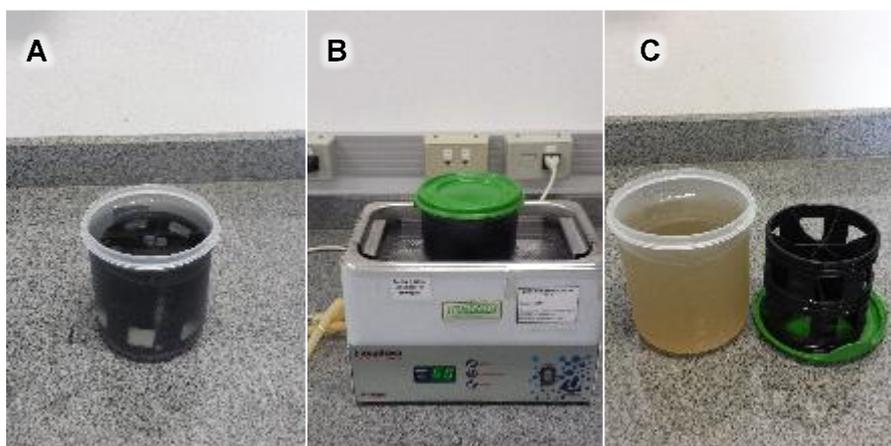
Fonte: Autor (2016).

#### 4.2.3.2 Sólidos aderidos ao meio suporte

Cada Anel *Pall* foi disposto em um recipiente contendo 800 mL de água deionizada. Estes recipientes foram devidamente vedados e levados para um aparelho de ultrassom durante 1 hora. A sonificação auxilia o processo de remoção da biomassa aderida nas peças utilizadas como meio suporte, através dos efeitos da microagitação intensa decorrente da geração de ondas ultrassônicas. Em seguida, adotaram-se os mesmos procedimentos empregados para a determinação da série de sólidos presentes no material líquido do reator aeróbio, porém, utilizando a massa líquida homogeneizada, resultante do processo de sonificação dos Anéis *Pall*.

Através da Figura 21 é possível observar a preparação dos recipientes de análise (A), o aparelho de ultrassom em funcionamento (B) e o material líquido resultante do processo de sonificação (C).

Figura 21 – Etapas A, B e C para remoção da biomassa aderida no meio suporte



Fonte: Autor (2016).

Considerando que a biomassa aderida em cada Anel *Pall* foi desprendida para 800 mL de água deionizada, ao multiplicar-se os resultados obtidos (mg/mL) por este volume, foi possível determinar a massa de sólidos presente em uma única peça de meio suporte. A razão entre a massa de sólidos obtida por anel (mg/peça) e o volume ocupado por um único meio suporte ( $\text{cm}^3/\text{peça}$ ) forneceu a massa de sólidos aderidos por unidade de volume ( $\text{mg}/\text{cm}^3$ ). Desta forma, foi possível estimar a concentração final da série de sólidos presente no reator aeróbio, a partir da relação entre os sólidos do material líquido e a biomassa aderida, conforme descrito anteriormente.

#### 4.2.4 Determinação da $\text{DBO}_5$

A determinação da  $\text{DBO}_5$  foi realizada através do método respirométrico 5210 D, descrito por APHA (2012), com o auxílio do equipamento Oxitop<sup>®</sup>, da marca WTW, após 5 dias de incubação. Este equipamento tem a capacidade de realizar medições de até 400 g/L de  $\text{DBO}$ . Seus resultados são expressos diretamente em seu leitor, uma vez que o próprio equipamento já converte a pressão manométrica exercida sobre ele, em mg/L de  $\text{DBO}$ . Devido à quantidade de equipamentos disponíveis para uso, a análise deste parâmetro foi realizada em duplicata, nos pontos de entrada e saída do sistema de tratamento. A Figura 22 apresenta o equipamento Oxitop<sup>®</sup> junto aos frascos de  $\text{DBO}$  contendo as amostras (A) e o momento de sua incubação (B).

Figura 22 – Etapas A e B para a determinação da DBO<sub>5</sub>

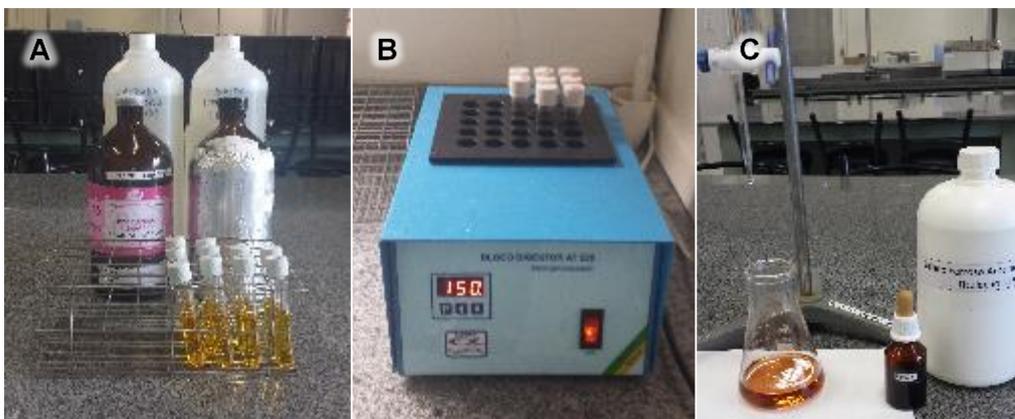


Fonte: Autor (2016).

#### 4.2.5 Determinação da DQO

Para a determinação da DQO utilizou-se o método 5220 C, segundo APHA (2012), baseado na titulometria de refluxo fechado. Em um tubo de ensaio foram adicionados à amostra, dicromato de potássio e ácido sulfúrico concentrado com sulfato de prata. Após homogeneizar a solução, os tubos foram dispostos em um bloco de aquecimento a 150°C, em refluxo, por um período mínimo de 2 horas. Com as amostras novamente em temperatura ambiente, adicionaram-se 3 gotas do indicador ferroína e, em seguida, a solução foi titulada com sulfato ferroso amoniacal, até atingir-se uma coloração marrom avermelhada. Estes passos são apresentados pela Figura 23, onde em “A” os tubos de ensaio são preparados, em “B” os mesmos são dispostos no bloco de aquecimento e em “C” as amostras são tituladas.

Figura 23 – Etapas A, B e C para a determinação da DQO



Fonte: Autor (2016).

A partir do volume de reagente gasto na titulação, realizaram-se os cálculos determinados pelo método citado (Equação 13). Para correção dos resultados obtidos foram

preparadas amostras brancas. Este parâmetro foi analisado em triplicata, nos pontos de entrada e saída do sistema de tratamento.

$$DQO \text{ (mg O}_2\text{/L)} = \frac{(A-B) \cdot M \cdot 8000}{V_{\text{amostra}}} \quad (13)$$

Onde:

A = volume de sulfato ferroso amoniacal utilizado para titulação do branco, em mL;

B = volume de sulfato ferroso amoniacal utilizado para titulação da amostra, em mL;

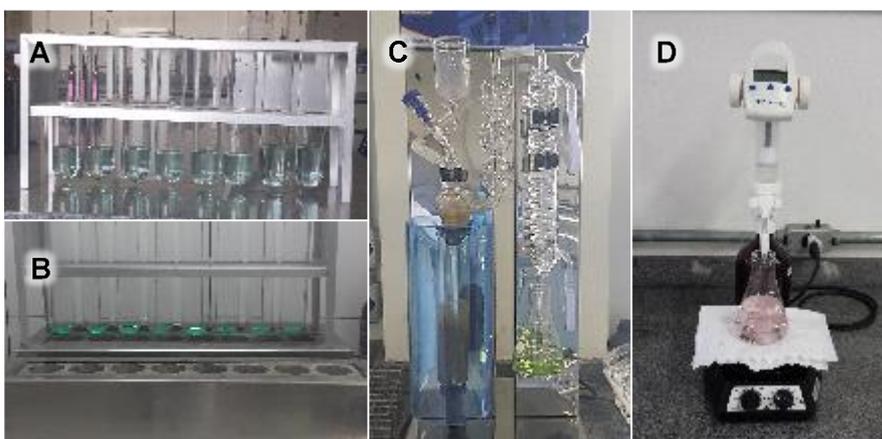
M = molaridade do sulfato ferroso amoniacal.

#### 4.2.6 Determinação do NTK

A determinação do NTK das amostras seguiu o método 4500-N<sub>org</sub> C da APHA (2012). As amostras foram transferidas para tubos e, após a adição do reagente de digestão, foram levadas ao bloco digestor. Os tubos contendo as amostras eram aquecidos a uma temperatura equivalente a 150°C, na capela, até a solução reduzir para cerca de 30 mL. Em seguida, elevou-se a temperatura para 385°C, até que a solução alcançasse uma coloração esverdeada.

Resfriadas, as amostras foram diluídas e destiladas, conforme os procedimentos descritos pelo método. A concentração de NTK da amostra foi calculada com base no volume de ácido sulfúrico utilizado em sua titulação, após a destilação da amostra. A Figura 24 apresenta a preparação dos tubos para a digestão (A), o bloco digestor e as amostras digeridas (B), sua destilação (C) e, por fim, sua titulação (D).

Figura 24 – Etapas A até D para a determinação do NTK



Fonte: Autor (2016).

A Equação 14 refere-se ao cálculo utilizado para a determinação da concentração de NTK da amostra. Para a correção dos resultados, preparou-se uma amostra branca. A concentração de NTK também foi analisada em triplicata, na entrada e na saída da ETE.

$$NTK (mg/L) = \frac{(A-B) * 14000 * F}{V_{amostra}} \quad (14)$$

Onde:

A = volume de ácido sulfúrico utilizado para titulação da amostra, em mL;

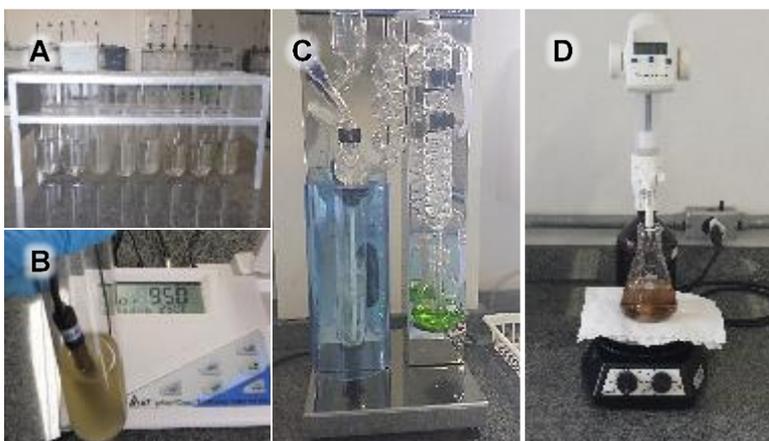
B = volume de ácido sulfúrico utilizado para titulação do branco, em mL;

F = normalidade do ácido sulfúrico padronizado.

#### 4.2.7 Determinação do nitrogênio amoniacal

O nitrogênio amoniacal foi determinado através do método titulométrico 4500-NH<sub>3</sub> C, conforme APHA (2012). A amostra foi inicialmente tamponada e ajustada para um pH igual a 9,5. Em seguida, a solução foi destilada e titulada com ácido sulfúrico. Na Figura 25 é possível observar a preparação das amostras (A), a correção do seu pH (B), sua destilação (C) e a titulação da solução final (D).

Figura 25 – Etapas A até D para a determinação do nitrogênio amoniacal



Fonte: Autor (2016).

A partir da Equação 15, foi possível determinar a concentração de nitrogênio amoniacal, através do volume de ácido sulfúrico gasto na titulação da amostra, descontando-se o volume de ácido sulfúrico utilizado pelo branco. Foram verificadas as concentrações de nitrogênio amoniacal nos pontos de entrada e saída da ETE, em triplicata.

$$\text{Nitrogênio amoniacal (mg/L)} = \frac{(A-B) \times 14000 \times F}{V_{\text{amostra}}} \quad (15)$$

Onde:

A = volume de ácido sulfúrico utilizado para titulação da amostra, em mL;

B = volume de ácido sulfúrico utilizado para titulação do branco, em mL;

F = normalidade do ácido sulfúrico padronizado.

#### 4.2.8 Determinação do fósforo total

A metodologia utilizada para a determinação do fósforo total das amostras foi baseada no método 4500-P D, segundo APHA (2012). Inicialmente, o pH da amostra foi estabilizado, adicionando-se fenolftaleína e ácido sulfúrico até a cor rósea, desenvolvida pelo primeiro reagente, tornar-se transparente. Em seguida, adicionou-se persulfato de potássio à solução e o seu volume foi reduzido em chapa aquecedora. Após resfriada e neutralizada com hidróxido de sódio, a amostra foi diluída, adicionando-se molibdato de amônio e cloreto estanoso ao volume final. A absorbância desta solução foi lida em espectrofotômetro, em um comprimento de onda igual a 690 nm.

A Figura 26 apresenta a redução da amostra em chapa aquecedora (A), a solução final contendo molibdato de amônio e cloreto estanoso, de uma amostra e do branco (B), e o espectrofotômetro utilizado para a realização das leituras de absorbância (C). O valor de absorbância encontrado no equipamento foi comparado à curva de calibração feita com uma solução padrão de fósforo. O método foi analisado em triplicata, com amostras coletadas a cada duas semanas, na entrada e na saída do sistema de tratamento.

Figura 26 – Etapas A, B e C para a determinação do fósforo total



Fonte: Autor (2016).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O presente capítulo apresenta e discute os resultados dos parâmetros obtidos durante o monitoramento dos diferentes cenários criados para verificação da eficiência da ETE do CCU, a partir de alterações realizadas nas condições de aeração do seu reator aeróbio. No Apêndice A é possível consultar os dados obtidos durante o cenário 3S, no Apêndice B estão os dados obtidos em 2S e no Apêndice C, os dados do cenário 1S.

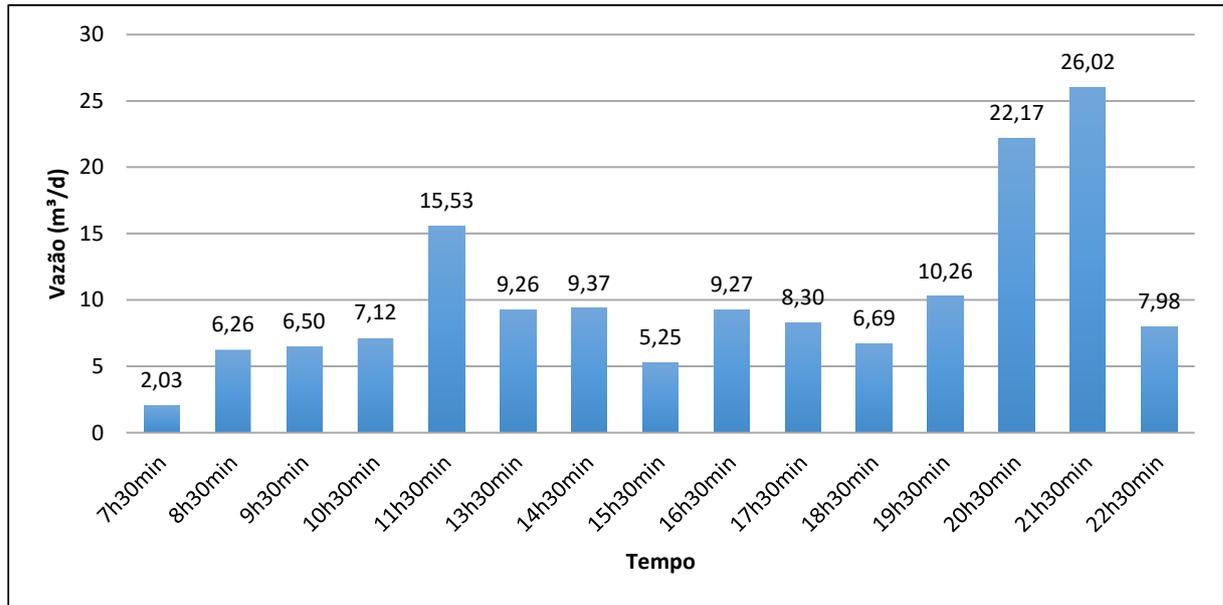
Na primeira parte do capítulo são discutidos os resultados de vazão e os valores de TDH encontrados nas diferentes etapas que compõem o sistema de tratamento utilizado no CCU. Após, são abordadas as condições de operação da estação, em cada um dos cenários analisados, a fim de observar os processos que ocorrem durante o tratamento dos efluentes e verificar alterações que pudessem interferir nos resultados de eficiência.

Na sequência, são discutidos os resultados de eficiência dos três cenários criados, observando as alterações de remoção dos parâmetros DBO<sub>5</sub>, DQO, NTK, nitrogênio amoniacal e fósforo total que pudessem estar relacionadas às mudanças realizadas nas condições de aeração do reator aeróbio. Por fim, são apresentadas algumas sugestões de melhoria para a ETE do CCU.

### 5.1 Vazão e TDH

As análises de vazão da ETE do CCU foram realizadas no dia 01/06/2016, conforme metodologia descrita anteriormente. O Gráfico 1 apresenta os resultados obtidos em cada hora analisada.

Gráfico 1 – Variação da vazão na ETE do CCU em 01/06/2016



Fonte: Autor (2016).

É possível observar uma variação considerável das vazões ao longo do dia, alcançando um pico de 15,53 m<sup>3</sup>/d no final da manhã e outros dois de 22,17 m<sup>3</sup>/d e 26,02 m<sup>3</sup>/d às 20h30min e às 21h30min, respectivamente. Estes picos podem estar relacionados aos horários de término das aulas no período da manhã e de intervalo no período da noite, momentos em que ocorre uma maior movimentação entre os prédios do campus da Univates, inclusive no prédio da biblioteca, localizado junto ao CCU.

Para a determinação do TDH dos reatores que compõem a ETE do CCU, considerou-se o cenário mais crítico observado pelas leituras de vazão. Desta forma, os cálculos foram realizados a partir da vazão de 26,02 m<sup>3</sup>/d e com base nas informações de volume informadas pelo fabricante do sistema de tratamento. O TDH calculado no primeiro reator anaeróbio foi de 10,54 horas, enquanto que no segundo reator anaeróbio foi de 5,25 horas, totalizando 15,79 horas sob condições anaeróbias. Já, no reator aeróbio, o TDH calculado foi de 8,75 horas e no decantador foi de 3,10 horas.

Considerando que o sistema de tratamento foi projetado para receber uma vazão de contribuição média de até 20 m<sup>3</sup>/d e que o mesmo deve suportar picos de até 1,8 vezes esta vazão média, ou seja, uma vazão máxima de 36 m<sup>3</sup>/d, por até duas horas consecutivas, as vazões observadas e os TDH's calculados não ultrapassam os limites estabelecidos pelo fabricante. Porém, deve-se destacar que para uma análise mais precisa das informações de vazão, é necessário obter-se uma maior quantidade de dados, em diferentes dias da semana e

períodos do ano. Assim sendo, torna-se necessário estabelecer um método de medição contínuo de vazão.

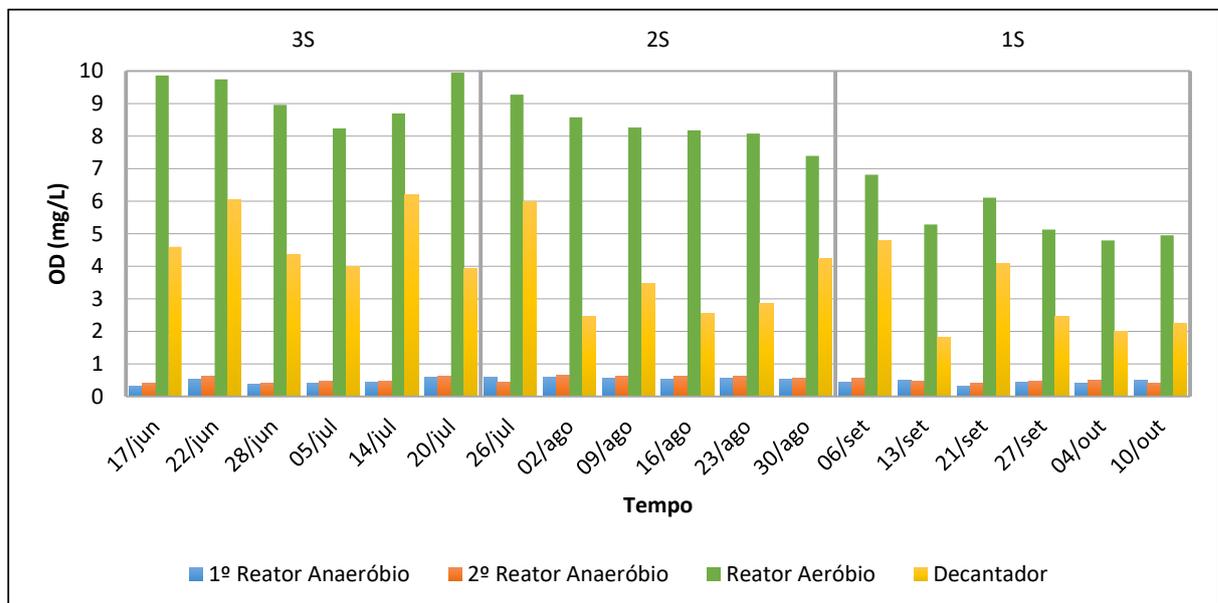
## 5.2 Condições de operação

Alterações significativas nas condições de operação podem comprometer a eficiência dos processos envolvidos nos sistemas de tratamento. Em sistemas biológicos, o desenvolvimento dos microrganismos que participam dos processos de tratamento pode ser inibido a partir da variação das condições do ambiente em que se encontram. A análise dos parâmetros OD, temperatura, pH, e ORP, assim como a série de sólidos do reator aeróbio, buscam verificar as condições de operação da ETE do CCU, a partir das alterações realizadas em seu sistema de aeração.

### 5.2.1 OD

O Gráfico 2 representa as concentrações de OD de cada ponto analisado, ao longo do período de estudo, enquanto que a Tabela 7 apresenta as concentrações médias de OD dos três reatores e do decantador da ETE do CCU, em cada um dos cenários criados.

Gráfico 2 – Concentrações de OD dos pontos analisados, ao longo do período de estudo



Fonte: Autor (2016).

Tabela 7 – Concentrações médias de OD nos diferentes pontos e cenários analisados

Ponto analisado	OD médio (mg O <sub>2</sub> /L)		
	Cenário 3S	Cenário 2S	Cenário 1S
1º Reator Anaeróbio	0,45 ± 0,09	0,56 ± 0,03	0,43 ± 0,06
2º Reator Anaeróbio	0,51 ± 0,09	0,58 ± 0,07	0,47 ± 0,05
Reator Aeróbio	9,24 ± 0,65	8,30 ± 0,56	5,52 ± 0,71
Decantador	4,86 ± 0,93	3,59 ± 1,22	2,09 ± 1,13

Fonte: Autor (2016).

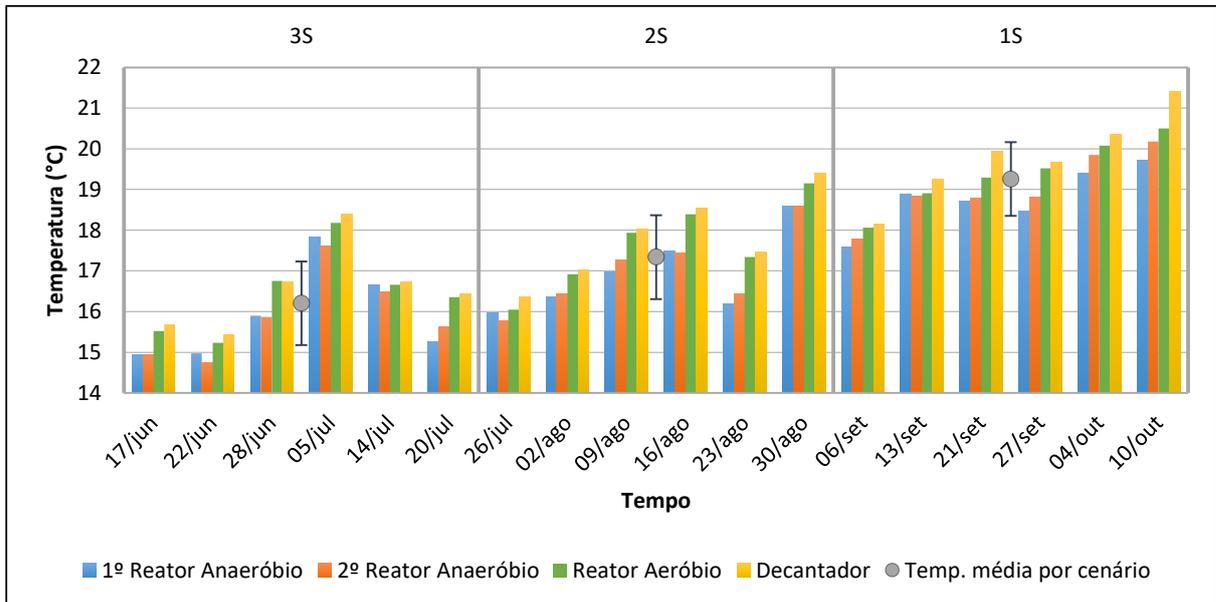
No Gráfico 2, é possível observar claramente a intervenção realizada no sistema de aeração do reator aeróbio. De acordo com Von Sperling (2009), a 20°C e ao nível do mar, a concentração de saturação de OD na água é igual a 9,20 mg O<sub>2</sub>/L. A concentração média de OD no tanque de aeração no cenário 3S foi de 9,24 ± 0,65 mg O<sub>2</sub>/L. Desta forma, pode-se afirmar que, durante o cenário 3S, o reator aeróbio operou em meio a condições próximas ou iguais à saturação de OD do efluente.

Apesar de haver uma redução significativa de OD no reator aeróbio entre os diferentes cenários analisados, em nenhum momento, durante o período de estudo, o reator apresentou concentrações abaixo de 2,00 mg O<sub>2</sub>/L. Este valor é considerado por Iamamoto (2006) e Oliveira Netto (2007) como a concentração mínima de O<sub>2</sub> necessária para que ocorram os processos de nitrificação. Com a redução do OD no reator aeróbio, conseqüentemente, o decantador também apresentou concentrações mais baixas de OD, a medida em que os sopradores eram desligados.

### 5.2.2 Temperatura

No Gráfico 3 estão representadas as temperaturas obtidas em cada um dos reatores e no decantador da ETE do CCU, ao longo do período analisado. As temperaturas médias da estação nos cenários 3S, 2S e 1S foram, respectivamente, 16,20 ± 1,03°C, 17,34 ± 1,03°C e 19,26 ± 0,90°C. O clima subtropical da região sul do país faz com que suas estações do ano sejam bem definidas. Como grande parte das análises realizadas ocorreram durante o inverno, o clima da região fez com que as temperaturas dos dois primeiros cenários apresentassem valores mais baixos. É possível observar no Gráfico 3 a elevação gradativa das temperaturas, conforme o inverno se encerra e a primavera se inicia.

Gráfico 3 – Temperaturas dos pontos analisados ao longo do período de estudo e temperaturas médias e desvio padrão da estação, por cenário



Fonte: Autor (2016).

Segundo Mizumo (2011), o sistema de tratamento do CCU foi projetado para tratar efluentes domésticos com temperaturas entre 15 e 35°C. Assim sendo, em 94,44% dos dados coletados, a temperatura esteve dentro da faixa de projeto estipulada pelo fabricante. Os dados que não estiveram dentro desta faixa apresentaram temperaturas muito próximas a 15°C.

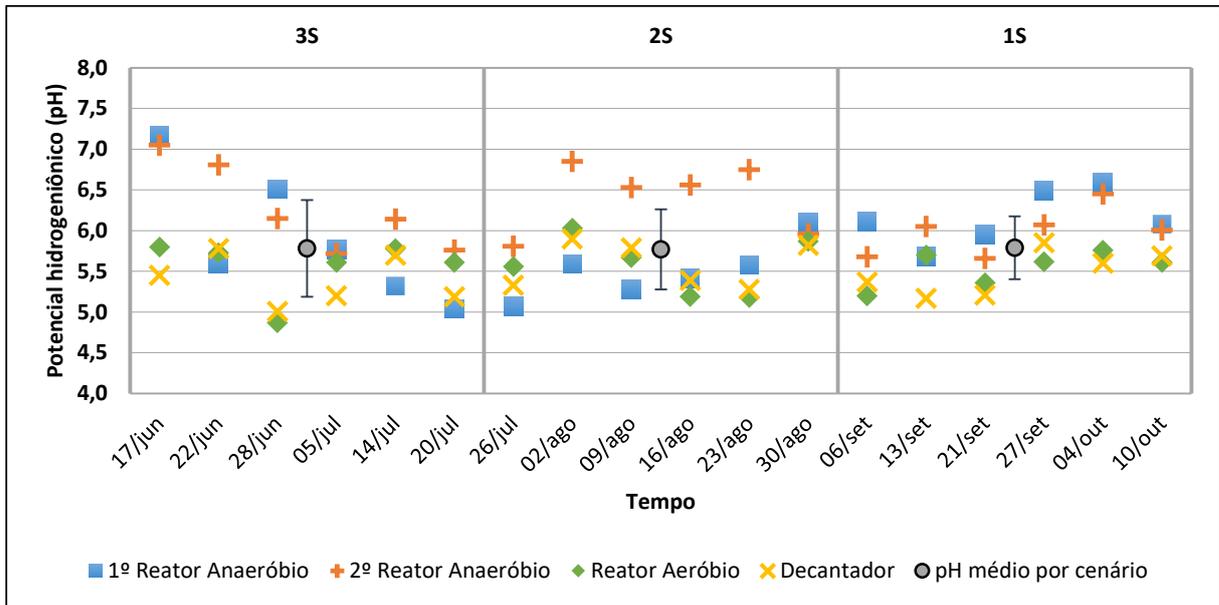
Durante o período analisado, o reator aeróbio operou em temperaturas dentro da faixa de 4 a 45°C, considerada por Ferreira (2000) como a faixa de ocorrência dos processos de nitrificação. Porém, os dados coletados estiveram bem abaixo dos 35°C, citado pelo autor como a temperatura ótima para que ocorra este processo.

Quanto à desnitrificação, as temperaturas obtidas também estiveram dentro da faixa de 0 a 50°C, apontado por Von Sperling (2005) como a faixa de ocorrência deste processo. Entretanto, USEPA (1993) afirma que temperaturas abaixo de 20°C podem interferir na desnitrificação. Apenas 6,94% dos dados obtidos estiveram acima de 20°C, porém, para que a desnitrificação ocorra é necessário que o ambiente apresente condições anóxicas.

### 5.2.3 pH

Os valores de pH obtidos em cada ponto analisado podem ser observados no Gráfico 4. No cenário 3S, a ETE apresentou um pH médio de  $5,78 \pm 0,59$ , enquanto que no cenário 2S seu pH médio foi de  $5,77 \pm 0,49$  e no cenário 1S, de  $5,79 \pm 0,39$ .

Gráfico 4 – Valores de pH dos pontos analisados ao longo do período de estudo e pH médio e desvio padrão da estação, por cenário



Fonte: Autor (2016).

O pH da estação apresentou pouca variação entre os cenários analisados, sendo que em 98,11% dos dados coletados seus valores estiveram dentro da faixa de 5,00 a 9,00, considerada pelo fabricante como a faixa limite de operação da estação. Na terceira semana de análise do cenário 3S, o pH do reator aeróbio esteve em 4,87, sendo o único resultado que apresentou um valor abaixo da faixa de operação, porém muito próximo ao seu limite. Como o processo de nitrificação libera íons  $H^+$  no meio, caso não haja alcalinidade suficiente para evitar a acidificação do efluente, o pH do reator aeróbio pode diminuir.

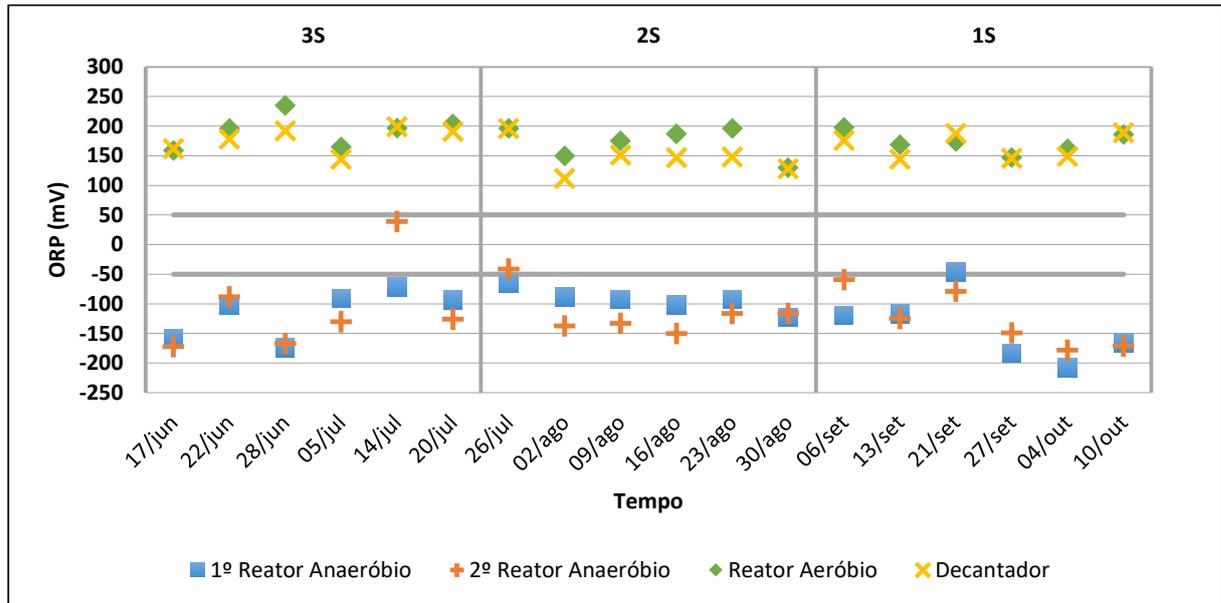
Segundo Metcalf & Eddy (2004) e USEPA (1993), a faixa ótima de pH para que ocorra a nitrificação varia entre 6,50 e 9,00, enquanto que a faixa ótima para remoção de fósforo, de acordo com Sedlak (1991), é de 7,50 a 8,00. Em nenhum momento, durante a análise dos três cenários, o reator aeróbio apresentou valores dentro da faixa ótima de ocorrência da nitrificação, assim como, tanto os reatores anaeróbios quanto o reator aeróbio, não apresentaram resultados dentro da faixa ótima de remoção de fósforo.

#### 5.2.4 ORP

Os valores de ORP coletados estão representados no Gráfico 5 e os valores médios de cada ponto analisado, nos diferentes cenários, assim como seus respectivos desvios padrão, são apresentados na Tabela 8. Conforme citado no referencial teórico, ambientes aeróbios

apresentam valores de ORP maiores que +50 mV, ambientes anaeróbios apresentam valores menores que -50 mV e, entre estes valores, o ambiente apresenta características anóxicas. Desta forma, as faixas de ORP iguais a +50 mV e a -50 mV foram destacadas no Gráfico 5.

Gráfico 5 – Valores de ORP obtidos nos pontos analisados ao longo do período de estudo



Fonte: Autor (2016).

Tabela 8 – ORP médio nos diferentes pontos e cenários analisados

Ponto analisado	ORP médio (mV)		
	Cenário 3S	Cenário 2S	Cenário 1S
1º Reator Anaeróbio	-155 ± 37	-94 ± 17	-140 ± 53
2º Reator Anaeróbio	-107 ± 71	-116 ± 35	-127 ± 45
Reator Aeróbio	193 ± 25	172 ± 25	173 ± 16
Decantador	178 ± 19	147 ± 26	165 ± 20

Fonte: Autor (2016).

Os valores de ORP obtidos nos três cenários condizem com as condições esperadas para cada reator, exceto em três momentos. No cenário 3S um dos dados de ORP coletados no segundo reator anaeróbio sugere que, naquele instante, o reator apresentava condições anóxicas. Este fato se repetiu uma segunda vez no cenário 2S, também no segundo reator anaeróbio, e uma terceira vez no cenário 1S, porém no primeiro reator anaeróbio.

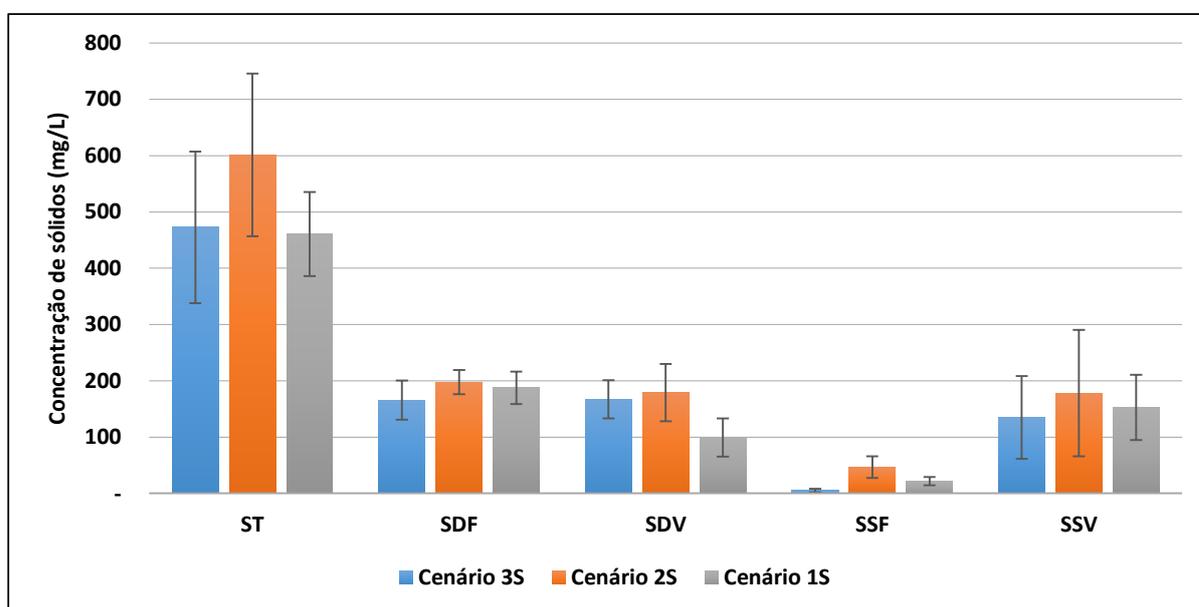
Após ocorrerem os processos de nitrificação no reator aeróbio,  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$  são liberados no efluente, que segue para o decantador. Através do sistema de *air lift*, parte do efluente do decantador retorna para o primeiro reator anaeróbio, junto ao lodo decantado. O

retorno deste efluente contendo  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$  faz com que os reatores anaeróbios passem a apresentar condições anóxicas, favorecendo, eventualmente, a ocorrência da desnitrificação.

### 5.2.5 Sólidos

O Gráfico 6 representa as concentrações médias e os desvios padrão dos ST, SDF, SDV, SSF e SSV obtidos no reator aeróbio, nos diferentes cenários de estudo. Estes valores são expressos também na Tabela 9, assim como o percentual referente ao material líquido presente no reator e à biomassa aderida em seu meio suporte.

Gráfico 6 – Concentração média e desvio padrão dos sólidos presentes no reator aeróbio



Fonte: Autor (2016).

Tabela 9 – Concentrações e percentuais de matéria líquida e biomassa aderida obtidos para a série de sólidos do reator aeróbio, nos diferentes cenários analisados

Cenário	Parâmetro	ST	SDF	SDV	SSF	SSV
3S	Concentração (mg/L)	472,67	165,78	166,96	5,08	134,86
	Desvio padrão (mg/L)	134,81	34,95	34,00	3,23	73,72
	Matéria líquida (%)	85,92	34,91	29,27	0,70	21,04
	Biomassa aderida (%)	14,08	0,16	6,06	0,37	7,49
2S	Concentração (mg/L)	601,31	197,60	179,00	46,54	178,16
	Desvio padrão (mg/L)	144,34	21,43	51,14	19,31	112,08
	Matéria líquida (%)	79,09	32,15	25,32	6,84	14,78
	Biomassa aderida (%)	20,91	0,71	4,45	0,90	14,85
1S	Concentração (mg/L)	460,86	187,32	99,09	21,64	152,80
	Desvio padrão (mg/L)	74,59	28,87	33,89	7,23	58,01
	Matéria líquida (%)	78,36	39,30	19,65	2,17	17,24
	Biomassa aderida (%)	21,64	1,35	1,85	2,52	15,92

Fonte: Autor (2016).

Os resultados encontrados para a série de sólidos presente no reator aeróbio, sugerem que a ETE do CCU opera com baixas contribuições de matéria orgânica. Este quadro já era esperado, devido a aparência clarificada que o efluente apresentou durante todo o período de estudo. Ao comparar as concentrações de SDF e SDV com os SSF e SSV, no Gráfico 6, é possível observar uma maior predominância de sólidos sob a forma dissolvida, na estação.

De acordo com Von Sperling (2005), a disponibilidade de biomassa para assimilação em um reator é determinada pela concentração de SSV. Entretanto, os resultados de SSV obtidos no reator aeróbio da ETE do CCU apresentaram baixas concentrações:  $134,86 \pm 73,72$  mg SSV/L no cenário 3S;  $178,16 \pm 112,08$  mg SSV/L no cenário 2S; e  $152,80 \pm 58,01$  mg SSV/L no cenário 1S. Von Sperling (2005) ainda cita que, em sistemas de lodo ativado convencional, as concentrações de SSV chegam a até 5.000 mg/L.

A pequena presença de biomassa aderida nos Anéis *Pall* pode ser percebida pela sua baixa representatividade na série de sólidos, conforme observado na Tabela 9. Esta situação também demonstra a necessidade de se incrementar a carga orgânica do reator aeróbio, a fim de elevar sua atividade microbológica. Não foram percebidas alterações quanto à formação de biomassa no meio suporte, que pudessem ser relacionadas à mudança das condições de aeração do reator aeróbio.

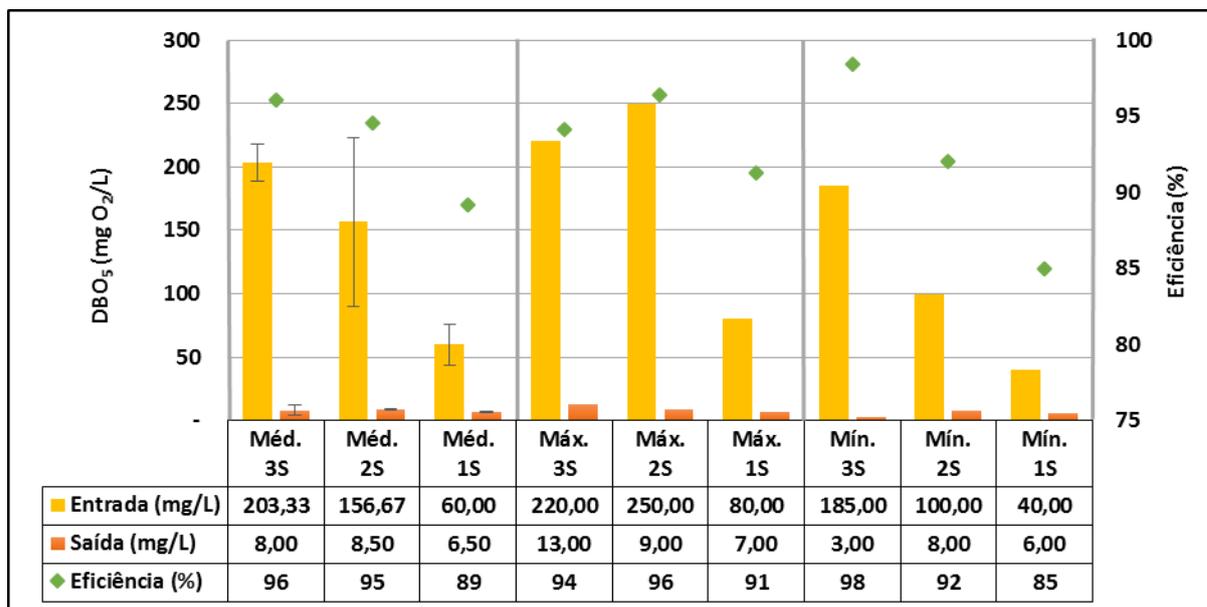
### **5.3 Eficiência**

A eficiência da ETE do CCU foi verificada através da análise de parâmetros capazes de caracterizar a presença de matéria orgânica e as concentrações de nitrogênio e fósforo nos efluentes bruto e tratado.

#### **5.3.1 DBO<sub>5</sub>**

O Gráfico 7 apresenta os valores relacionados às concentrações médias, máximas e mínimas de DBO<sub>5</sub>, obtidas nos pontos de entrada e saída da estação, bem como o desvio padrão da concentração média e os percentuais de eficiência da estação, relacionada a remoção deste parâmetro.

Gráfico 7 – Concentrações médias, máximas e mínimas de DBO<sub>5</sub> dos pontos de entrada e saída da estação e eficiência de remoção, por cenário analisado



Fonte: Autor (2016).

Dentre as concentrações máximas, o cenário 2S apresentou maior eficiência na remoção de DBO<sub>5</sub>, uma vez que a concentração do efluente bruto, neste cenário, apresentou o maior valor obtido durante o estudo. Em seguida, o cenário 3S apresentou maior eficiência dentre as concentrações máximas e, por fim, o cenário 1S apresentou a menor eficiência, devido à baixa concentração de DBO<sub>5</sub> no ponto de entrada da estação.

Com relação às concentrações mínimas, a eficiência desempenhada pela estação reduziu à medida em que os sopradores de ar eram desligados. No entanto, é possível observar que as concentrações de DBO<sub>5</sub> no ponto de entrada também reduziram do cenário 3S até o cenário 1S, enquanto que as concentrações do ponto de saída mantiveram-se baixos em todos os cenários.

Através dos resultados médios obtidos, é possível observar uma grande variação nos resultados de DBO<sub>5</sub> do efluente bruto, ao longo do período de análise, sendo que o cenário 2S apresentou um desvio padrão bastante significativo. Com exceção do cenário 1S, as concentrações médias de DBO<sub>5</sub> do ponto de entrada da estação estiveram dentro dos limites estipulados por Jordão e Pessoa (2014). Segundo os autores, a DBO<sub>5</sub> de esgotos domésticos varia entre 100 e 400 mg O<sub>2</sub>/L.

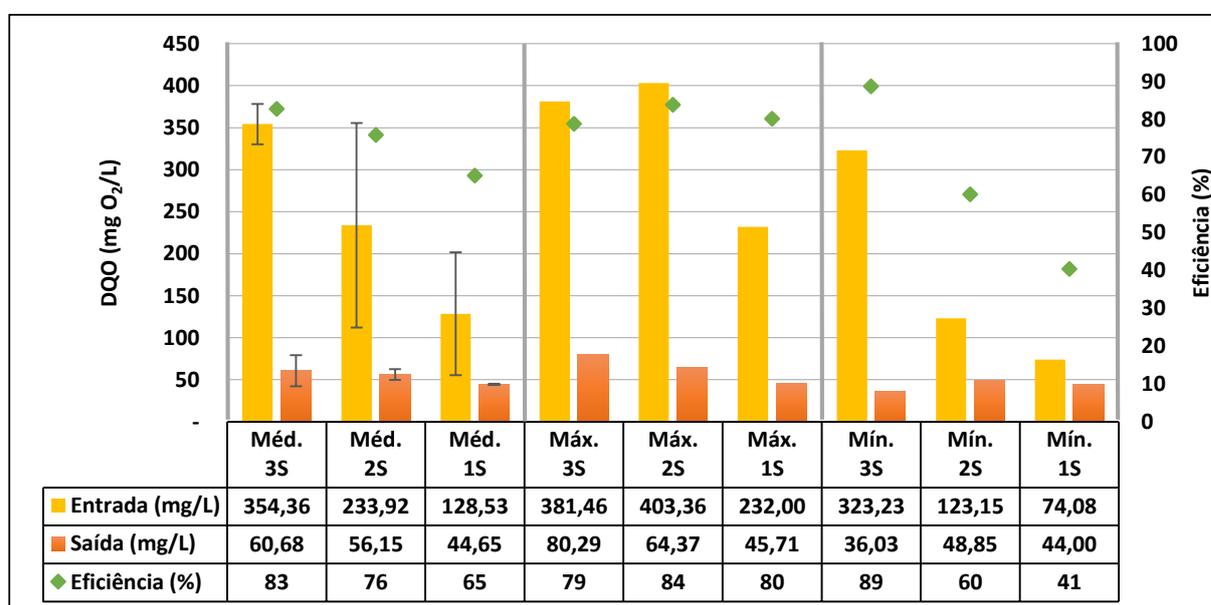
Os resultados de DBO<sub>5</sub> obtidos no ponto de saída da estação apresentaram valores bem abaixo do limite de 180 mg O<sub>2</sub>/L, exigido pela Licença de Operação da instituição. O

fabricante do sistema modular de tratamento informa que, para contribuições de DBO<sub>5</sub> de até 400 mg O<sub>2</sub>/L, o efluente tratado deve atingir concentrações abaixo de 40 mg O<sub>2</sub>/L. Assim sendo, o presente estudo confirmou a alta eficiência da estação para remoção de DBO<sub>5</sub>, mesmo nos cenários em que as condições padrão de operação da ETE foram alteradas.

### 5.3.2 DQO

Os resultados de DQO obtidos a partir da análise dos efluentes bruto e tratado da ETE do CCU estão apresentados no Gráfico 8.

Gráfico 8 – Concentrações médias, máximas e mínimas de DQO dos pontos de entrada e saída da estação e eficiência de remoção, por cenário analisado



Fonte: Autor (2016).

A diferença entre a menor e a maior eficiência de remoção das concentrações máximas de DQO, obtidas durante o estudo, foi de apenas 5 pontos percentuais. Considerando que sistemas de tratamento biológico apresentam maior eficiência na estabilização da matéria orgânica carbonácea de fácil degradação, e que, no cenário 2S, cerca de 62% da concentração máxima de DQO obtida no ponto de entrada da estação pode ser representada pela concentração máxima de DBO<sub>5</sub>, justifica-se o fato deste cenário apresentar a maior eficiência, nesta situação.

A razão para que o cenário 3S apresente a menor eficiência, dentre as concentrações máximas obtidas, pode estar relacionada à data em que a amostra contendo a maior concentração de DQO foi coletada. Como este dado foi obtido no dia 22/06/2016, período de

encerramento do primeiro semestre letivo do Centro Universitário Univates, acredita-se que a grande movimentação no campus, inclusive no CCU, tenha contribuído para que as vazões de entrada na ETE aumentassem. Isto faz com que o TDH da estação seja reduzido e diminui, conseqüentemente, a sua eficiência.

As eficiências de remoção das concentrações mínimas de DQO, obtidas nos três cenários, apresentaram o mesmo padrão que as eficiências de remoção das concentrações mínimas de DBO<sub>5</sub>. Desta forma, o cenário mais eficiente, dentre as concentrações mínimas, foi o 3S e o menos eficiente o 1S. Isto ocorre em função da variação das concentrações mínimas de DQO do efluente bruto, obtidas em cada cenário analisado, sendo que o cenário 3S apresentou a maior concentração mínima de DQO no ponto de entrada da estação e o cenário 1S a menor concentração mínima.

Enquanto que a eficiência média de remoção de DQO no cenário 3S foi de 83%, com uma concentração de entrada equivalente a  $354,36 \pm 23,94$  mg O<sub>2</sub>/L, a eficiência média no cenário 1S foi de 65% para uma contribuição de  $128,53 \pm 73,20$  mg O<sub>2</sub>/L. A grande variação entre estes resultados, somada ao desvio padrão significativo apresentado pelo cenário 2S, demonstram a grande variação das concentrações de DQO contribuintes à ETE do CCU.

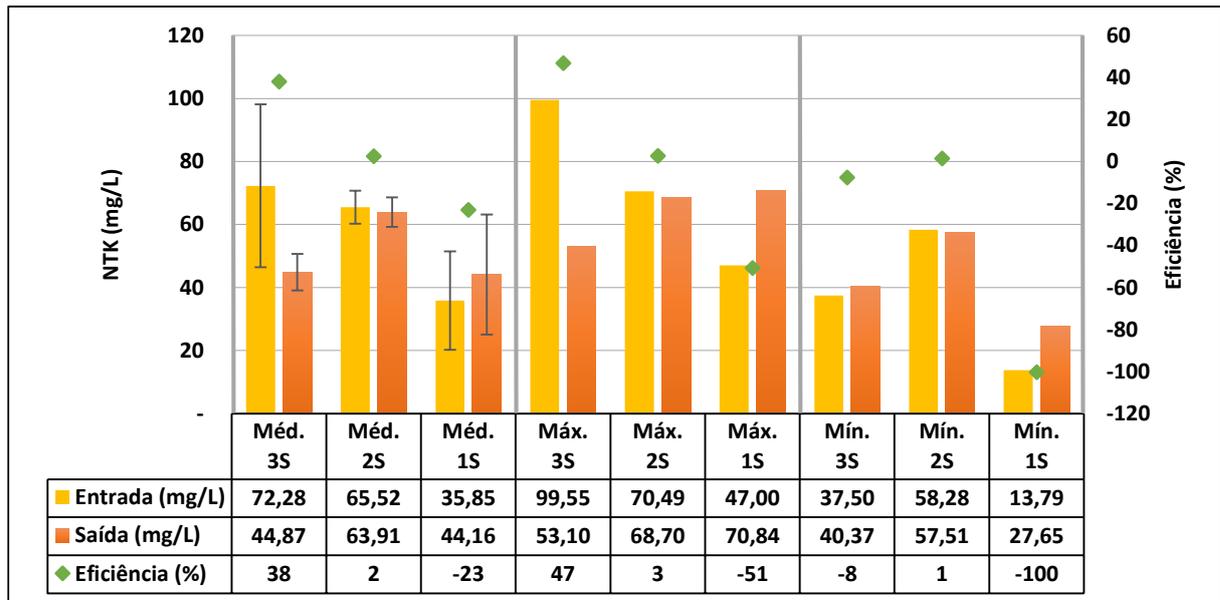
Todos os resultados de DQO obtidos no efluente tratado, durante os três cenários de estudo, apresentaram concentrações bem abaixo do padrão de lançamento de efluentes, estipulada pela Licença de Operação da instituição em 400 mg O<sub>2</sub>/L. Considerando que suas contribuições de DQO não ultrapassem 800 mg O<sub>2</sub>/L, Mizumo (2011) afirma que o efluente tratado na ETE em estudo deve atingir concentrações de DQO abaixo de 80 mg O<sub>2</sub>/L. A concentração máxima do ponto de saída da estação foi observada no cenário 3S, sendo o mesmo equivalente a 80,29 mg O<sub>2</sub>/L.

A biodegradabilidade obtida a partir da razão entre as concentrações médias de DQO e DBO<sub>5</sub> do efluente bruto, apresentaram os seguintes valores para os cenários 3S, 2S e 1S, respectivamente: 1,74; 1,49; e 2,14. Conforme Von Sperling (2009), valores de biodegradabilidade abaixo de 2,50 indicam concentrações consideráveis de matéria orgânica biodegradável no efluente, sendo aconselhável o uso de sistemas de tratamento biológico. Devido as características do efluente gerado no CCU, este resultado já era esperado.

### 5.3.3 NTK

No Gráfico 9 são apresentadas as concentrações médias, máximas e mínimas de NTK obtidas nos pontos de entrada e saída da ETE do CCU, em cada um dos cenários analisados.

Gráfico 9 – Concentrações médias, máximas e mínimas de NTK dos pontos de entrada e saída da estação e eficiência de remoção, por cenário analisado



Fonte: Autor (2016).

A partir da análise do Gráfico 9, é possível observar que algumas eficiências de remoção de NTK apresentaram valores negativos. Como as coletas dos pontos de entrada e de saída foram realizadas no mesmo instante, enquanto o material coletado na entrada da ETE correspondia ao efluente gerado naquele momento, o material coletado na saída da estação referia-se ao efluente gerado no dia anterior. Este fato fez com que, tanto os resultados de NTK, quanto os de nitrogênio amoniacal e fósforo total, apresentassem valores de eficiência negativos, uma vez que, em alguns casos, as concentrações destes parâmetros eram maiores na saída da ETE do CCU do que na entrada.

No entanto, é possível observar que o valor mais baixo, dentre as concentrações máximas de NTK obtidas na saída da estação, foi durante o cenário 3S. Já o cenário 1S apresentou a maior concentração máxima de NTK neste ponto. Com relação às concentrações mínimas, o valor mais baixo encontrado no ponto de saída da estação foi no cenário 1S e o valor mais alto, no cenário 2S. As concentrações médias de NTK do efluente tratado nos cenários 3S e 1S apresentaram valores muito próximos, porém, o desvio padrão do cenário 1S é aproximadamente três vezes maior que o desvio padrão do cenário 3S.

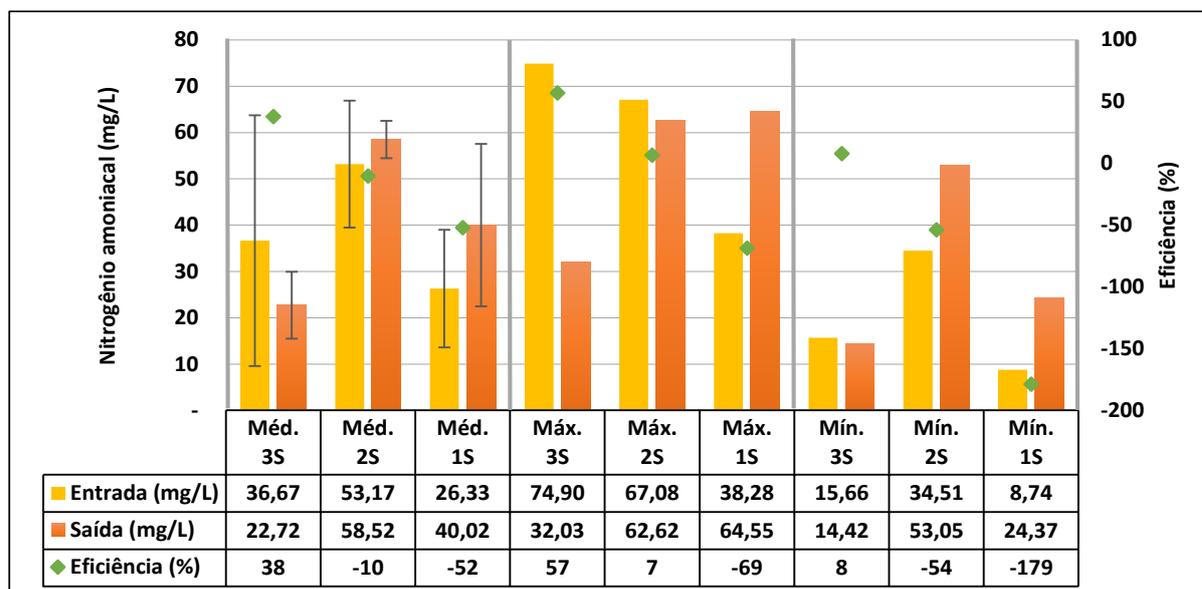
De acordo com a Resolução CONSEMA nº 128/2006, para o lançamento de efluentes líquidos de fontes poluidoras com vazões menores que 100 m<sup>3</sup>/d, a eficiência de remoção de NTK pelo sistema de tratamento adotado deve ser superior a 75% ou a sua concentração não deve exceder 20 mg/L de NTK. Considerando que, mesmo as concentrações mínimas de NTK do efluente tratado ultrapassaram este valor, é possível notar que a ETE do CCU não apresenta uma boa eficiência para a remoção de NTK. O valor mais baixo deste parâmetro obtido na saída da estação foi 27,65 mg/L, enquanto que o valor mais alto foi de 70,84 mg/L, ambos no cenário 1S.

Jordão e Pessoa (2014) afirmam que em sistemas de tratamentos biológicos deve-se observar um balanço adequado entre matéria orgânica e nutrientes. Através dos resultados de remoção de DQO e DBO<sub>5</sub>, percebe-se que praticamente toda a matéria orgânica foi consumida pelos microrganismos durante os processos de tratamento, nos três cenários analisados. Assim sendo, a baixa eficiência da ETE na remoção de NTK deve estar relacionada à baixa concentração de matéria orgânica da estação, e não à redução da aeração aplicada no reator aeróbio.

### 5.3.4 Nitrogênio amoniacal

As concentrações de nitrogênio amoniacal obtidos nos cenários 3S, 2S e 1S estão expressos no Gráfico 10.

Gráfico 10 – Concentrações médias, máximas e mínimas de nitrogênio amoniacal dos pontos de entrada e saída da estação e eficiência de remoção, por cenário analisado



Fonte: Autor (2016).

Conforme mencionado na análise dos resultados de NTK obtidos no presente estudo, algumas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal também apresentaram valores negativos, devido a coleta dos efluentes bruto e tratado terem ocorrido no mesmo instante.

As menores concentrações máximas e mínimas de nitrogênio amoniacal obtidas no ponto de saída da ETE referem-se ao cenário 3S. Já a concentração de nitrogênio amoniacal mais elevada do efluente tratado dentre as máximas obtidas, encontra-se no cenário 1S e dentre as mínimas, no cenário 2S. A menor concentração média do ponto de saída foi observada no cenário 3S e a maior no cenário 2S. Através dos desvios padrão representados no Gráfico 10, percebe-se que houve uma grande variação na concentração de nitrogênio amoniacal do efluente bruto em todos os cenários, assim como no efluente tratado do cenário 1S.

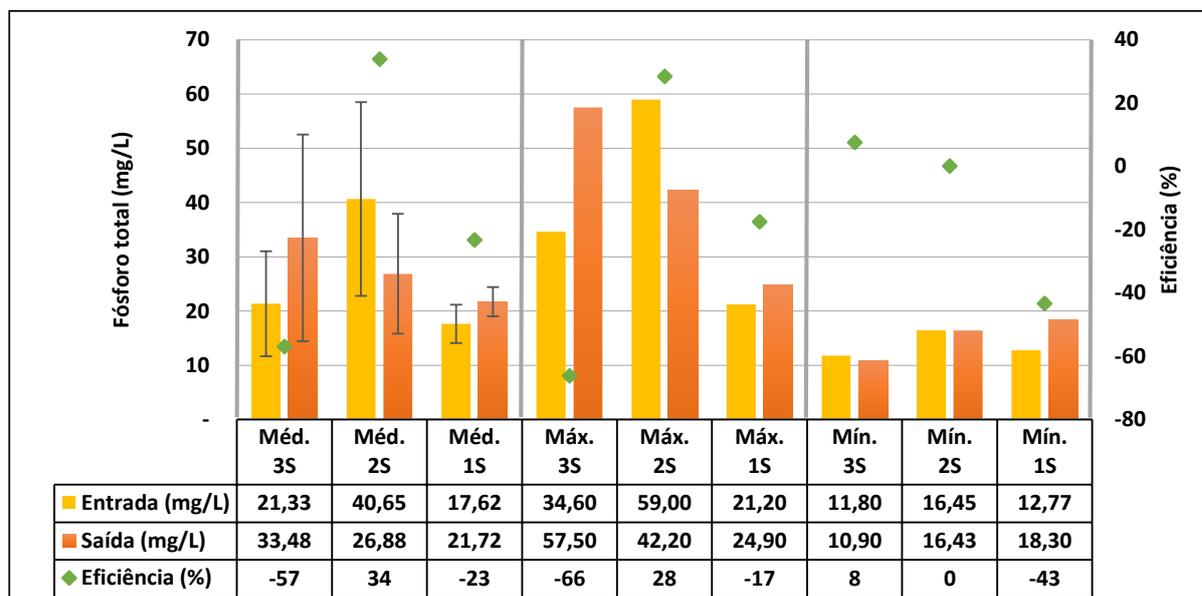
Segundo Mizumo (2011), para que o efluente tratado na ETE do CCU apresente concentrações abaixo de 20 mg/L de nitrogênio amoniacal, sua concentração máxima no efluente bruto não deve ultrapassar 30 mg/L. Grande parte dos resultados obtidos no ponto de entrada apresentaram concentrações maiores que 30 mg/L de nitrogênio amoniacal. Desta forma, apenas a concentração mínima de nitrogênio amoniacal obtida no cenário 3S atendeu ao limite de 20 mg/L, estipulado pela Licença de Operação da instituição.

Apesar de o cenário 2S apresentar uma concentração de OD equivalente a  $8,30 \pm 0,56$  mg O<sub>2</sub>/L no reator aeróbio e o cenário 1S apresentar uma concentração de  $5,52 \pm 0,71$  mg O<sub>2</sub>/L, é possível observar que a concentração média de nitrogênio amoniacal do efluente tratado no cenário 2S, apresentou uma concentração superior ao cenário 1S. Conforme mencionado na discussão referente ao parâmetro DBO<sub>5</sub>, é possível observar que a concentração média de contribuição deste parâmetro acaba diminuindo do cenário 3S até o cenário 1S. A redução de matéria orgânica carbonácea faz com que o consumo de nitrogênio utilizado no crescimento celular dos organismos heterotróficos presentes na estação, também seja diminuído. Assim sendo, acredita-se que as concentrações de DBO<sub>5</sub> apresentaram uma maior influência na remoção de nitrogênio amoniacal, do que a redução de OD no reator aeróbio.

### **5.3.5 Fósforo total**

O Gráfico 11 apresenta os resultados de fósforo total obtidos ao longo do presente estudo, nos diferentes cenários analisados.

Gráfico 11 – Concentrações médias, máximas e mínimas de fósforo total dos pontos de entrada e saída da estação e eficiência de remoção, por cenário analisado



Fonte: Autor (2016).

O motivo pelo qual algumas eficiências de remoção de fósforo total apresentaram valores negativos é o mesmo descrito para os parâmetros NTK e nitrogênio amoniacal. Enquanto o cenário 3S apresentou a maior concentração máxima e a menor concentração mínima de fósforo no ponto de saída da estação, o cenário 1S apresentou os resultados inversos, ou seja, a menor concentração máxima e a maior concentração mínima. As concentrações médias de fósforo nos efluentes bruto e tratado apresentaram desvios padrão altos nos cenários 3S e 2S.

Conforme a eficiência de projeto estipulada pelos fabricantes do sistema de tratamento utilizado no CCU, o efluente tratado na estação deve apresentar concentrações de fósforo menores ou iguais a 1 mg/L, para contribuições máximas de 4 mg/L. Segundo sua Licença de Operação, os efluentes lançados pela instituição não devem apresentar concentrações superiores a 4 mg/L de fósforo total. Entretanto, as menores concentrações de fósforo total observadas ao longo de todo o período de estudo foram 11,80 mg/L no efluente bruto e 10,90 no efluente tratado, ambos no cenário 3S.

Sant'anna Junior (2010) afirma que os esgotos domésticos apresentam concentrações de fósforo total na faixa de 5 a 25 mg/L. Porém, grande parte dos resultados obtidos demonstraram uma concentração de fósforo superior a faixa citada pelo autor. De acordo com os estudos de Bazzarella et al. (2005), Botto (2013) e Zancheta (2007), sobre recuperação de

nutrientes para fins agrícolas, o ser humano excreta cerca de 350 a 530 mg/L de fósforo através da urina. Desta forma, acredita-se que a grande concentração de fósforo nos efluentes gerados no CCU é resultante de uma maior presença de urina em sua composição.

Diferente do processo de nitrificação, o fósforo não é transferido para a atmosfera. Segundo Sedlak (1991), a remoção do fósforo somente ocorre a partir da retirada do lodo excedente do processo de tratamento. Após ser acumulado nos OAP's, o fósforo acaba sendo concentrado no lodo gerado durante o processo de tratamento. Caso não haja a remoção do lodo, o fósforo acumulado acaba sendo eliminado juntamente ao efluente tratado.

O processo de retorno de lodo através do sistema de *air lift* faz com que parte do lodo do decantador volte a se misturar ao efluente, contribuindo para que o fósforo decantado volte ao meio líquido e seja carregado para o ponto de saída da estação. O fabricante do sistema de tratamento informa que a remoção do lodo deve ser realizada uma vez a cada quatro meses. De acordo com as informações do setor responsável pela operação da ETE do CCU, desde de a sua instalação, em 2013, até a presente data, a estação nunca passou por um processo de remoção de lodo.

## **5.4 Sugestões**

A seguir, são apresentadas algumas sugestões para melhoria da ETE do CCU, em relação à medição de suas vazões e à sua configuração. Não é objetivo do presente estudo o dimensionamento das propostas de alteração na ETE do CCU. Assim sendo, o estudo apenas justifica o motivo pelo qual tais propostas foram sugeridas.

### **5.4.1 Medição de vazão**

De acordo com a ABNT NBR 13.403/1995, que trata sobre a medição de vazões em efluentes líquidos e corpos receptores, os métodos de medição de vazão por flutuadores, volumétrico, por traçadores e através da calha *Parshall* são os mais adequados para vazões menores que 1 L/s, ou seja, 86,4 m<sup>3</sup>/d. Porém, os dois primeiros métodos não permitem a instalação de aparelhos registradores para medição contínua e o método por traçadores utiliza um agente químico no efluente, contrariando o objetivo do tratamento que é justamente reduzir a sua carga poluente. Já com relação à calha *Parshall*, a área disponível para a sua instalação é bastante restrita.

Desta forma, sugere-se a implantação do método de medição de vazão por vertedor que consiste em um método de baixo custo e de simples instalação e operação, permitindo a leitura de vazões instantâneas. Para a determinação contínua das vazões aplicadas à estação, é possível acoplar um registrador junto ao vertedor. A ABNT NBR 13.403/1995 também destaca que, para vazões menores que 30 L/s, os vertedores triangulares apresentam uma maior precisão em comparação aos vertedores retangulares.

Através da Figura 27 é possível observar o sistema de medição de vazão, por meio de vertedor triangular, utilizado na ETE estudada por Ferreira e Coraiola (2008). De acordo com os autores, o vertedor está instalado após a última etapa do sistema de tratamento, o que reduz as interferências causadas por materiais flutuantes presentes no efluente bruto e que podem afetar a equação de vazão. Devido à baixa vazão aplicada à ETE do CCU, recomenda-se a utilização de um vertedor triangular com uma abertura em  $60^\circ$ .

Figura 27 – Medidor de vazão através de vertedor triangular



Fonte: Ferreira e Coraiola (2008).

#### 5.4.2 Configuração do sistema de tratamento

Para que ocorra o crescimento celular dos microrganismos que participam do processo de tratamento nos reatores biológicos, suas limitações nutricionais devem ser observadas. Segundo Chernicharo (2003), a maioria dos despejos tratados em reatores anaeróbios exigem uma relação, em massa, de DQO:N:P entre 300:5:1 e 500:5:1. Em sistemas aeróbios como os

lodos ativados convencionais, Von Sperling (2005) afirma haver uma relação mínima, em massa, de  $\text{DBO}_5:\text{N}:\text{P}$  equivalente a 100:5:1.

Considerando que durante as 18 semanas de estudo, em média, cerca de 60% da DQO do efluente bruto era representado pela concentração de  $\text{DBO}_5$ , a relação mínima de  $\text{DBO}_5:\text{N}:\text{P}$  no reator anaeróbio deve ser, aproximadamente, 180:5:1. Assim sendo, é possível observar que os reatores anaeróbios exigem maiores concentrações de matéria orgânica carbonácea para o desenvolvimento de seus microrganismos, do que os reatores aeróbios. Como a concentração de matéria orgânica do efluente gerado no CCU é muito baixa, sua digestão é praticamente toda realizada nos reatores anaeróbios da ETE, restando pouco carbono para ser consumido no reator aeróbio.

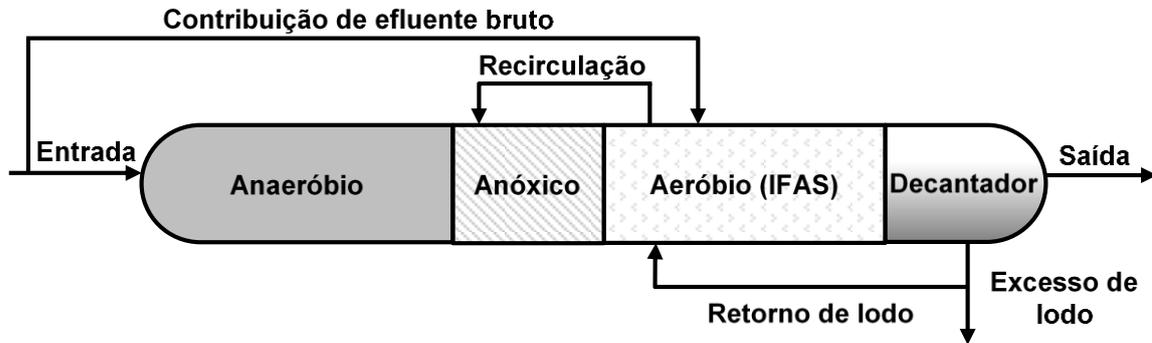
A partir dos resultados obtidos no presente estudo e das configurações de sistemas de tratamento biológico apresentadas pelas bibliografias consultadas, são sugeridas modificações na atual configuração da ETE do CCU. Estas sugestões visam aproveitar de forma mais eficiente a matéria orgânica presente no efluente, a fim de remover maiores concentrações de nitrogênio e fósforo.

Segundo Calijuri e Cunha (2013), o retorno do lodo do decantador garante a concentração de biomassa no reator biológico que receberá este lodo. Assim sendo, sugere-se que o retorno do lodo decantado seja realizado para o reator aeróbio, ao invés de seguir para o primeiro reator anaeróbio. Outra sugestão para que a concentração da matéria orgânica carbonácea do reator aeróbio seja aumentada, é fazer com que parte do efluente bruto também seja direcionado para este reator. Estas sugestões permitem um maior crescimento celular dos microrganismos presentes no reator aeróbio.

A desnitrificação também é uma importante etapa na conversão do nitrogênio amoniacal em  $\text{N}_2$ , no entanto, este processo ocorre apenas em ambientes que apresentam condições anóxicas. Proporcionando uma recirculação do efluente do reator aeróbio para o segundo reator anaeróbio, a presença de  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$  e a ausência de OD fará com que o reator desenvolva um ambiente com condições anóxicas. A recirculação do reator aeróbio para um reator anaeróbio é adotada em configurações de sistemas de lodo ativado, como Phoredox de 3 estágios, Bardenpho de 4 e de 5 estágios, UCT e UCT modificado.

A Figura 28 representa a configuração sugerida, visando uma melhor eficiência para a remoção de nutrientes na ETE do CCU. Nesta configuração, o reator aeróbio do sistema de tratamento passa a apresentar características que podem classificá-lo como um IFAS.

Figura 28 – Configuração sugerida para a ETE do CCU



Fonte: Autor (2016).

A partir da nova configuração sugerida, comparou-se os valores de TDH encontrados para cada reator da ETE do CCU com os valores descritos por Metcalf & Eddy (2004) e USEPA (1993) e apresentados na Tabela 5 do referencial teórico do presente trabalho. Assim como a configuração sugerida por este estudo, as configurações Phoredox de 3 estágios e UCT, de sistemas de lodo ativado, também apresentam uma sequência de reatores composta por um reator anaeróbico, um reator anóxico e um reator aeróbio. Nenhum dos valores de TDH observados nos reatores da ETE do CCU esteve fora da faixa dos tempos estipulados pelos autores nas citadas configurações. Para que ocorra a remoção do fósforo concentrado na estação, o excesso de lodo decantado deverá ser descartado. O volume e a periodicidade do descarte deverão ser determinados a partir de novos estudos realizados sobre a configuração proposta.

## 6 CONCLUSÃO

O presente estudo avaliou a eficiência do sistema modular de tratamento dos efluentes gerados no CCU. Foram analisados os parâmetros OD, temperatura, pH e ORP em cada um dos reatores que compõem o sistema, assim como no decantador, série de sólidos do reator aeróbio e DBO, DQO, NTK, nitrogênio amoniacal e fósforo total nos pontos de entrada e saída da estação, a partir de modificações realizadas em seu sistema de aeração. No primeiro cenário (3S) foi analisada a eficiência do sistema mantendo-se três sopradores de ar em operação, no segundo (2S) foram mantidos dois sopradores ligados e no último cenário (1S), apenas um.

Os resultados obtidos permitem as seguintes conclusões com relação às condições de operação e a eficiência do sistema de tratamento, a partir dos diferentes cenários analisados:

- As vazões de contribuição observadas na ETE do CCU e os valores de TDH calculados para cada reator não ultrapassaram os limites estabelecidos pelo fabricante do sistema de tratamento, porém, para que se tenha uma análise mais precisa das informações de vazão é necessária uma maior quantidade de dados, obtidos em diferentes dias da semana e períodos do ano;
- Apesar de haver uma redução significativa do OD no reator aeróbio entre os diferentes cenários analisados, em nenhum momento o reator apresentou concentrações abaixo de 2,00 mg O<sub>2</sub>/L, considerada pela bibliografia consultada como a concentração mínima de O<sub>2</sub> necessária para que ocorram os processos de nitrificação;
- Devido grande parte das análises realizadas terem ocorrido durante o inverno, algumas temperaturas apresentadas pela estação estiveram próximas à 15°C, considerado o limite

inferior de temperatura, cujo o sistema foi projetado. Os dados coletados estiveram dentro da faixa de ocorrência dos processos de remoção de fósforo, da nitrificação e da desnitrificação;

- Salvo três eventos, distribuídos nos três cenários analisados, em que os reatores anaeróbios apresentaram valores de ORP próprios de um ambiente anóxico, os demais valores de ORP obtidos durante o estudo condizem com as condições esperadas para cada reator. Os três eventos cujos valores obtidos não corresponderam aos valores esperados, são decorrentes do efluente do decantador, rico em  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$ , retornar juntamente com o lodo, através do sistema de *air lift*;
- A aparência clarificada do efluente, as baixas concentrações de SSV presentes no reator aeróbio e a pouca presença de biomassa aderida nos Anéis *Pall*, em todos os cenários, comprovam a necessidade de se incrementar a carga orgânica do reator aeróbio, a fim de elevar sua atividade microbiológica;
- Os resultados de  $\text{DBO}_5$  do efluente tratado apresentaram valores bem abaixo dos padrões de lançamento, confirmando a alta eficiência da estação na remoção deste parâmetro. As eficiências médias foram de 96% para o cenário 3S, 95% para o cenário 2S e 89% para o cenário 1S. Acredita-se que a redução nos valores de eficiência entre os cenários é resultante da redução da concentração de  $\text{DBO}_5$  na entrada da estação, e não em função da redução da aeração do reator aeróbio;
- Enquanto no cenário 3S a concentração média de DQO do efluente bruto foi de  $354,36 \pm 23,94$  mg  $\text{O}_2/\text{L}$ , obtendo-se uma eficiência de 83%, no cenário 1S a concentração média foi de apenas  $128,53 \pm 73,20$  mg  $\text{O}_2/\text{L}$ , obtendo-se uma eficiência de 65%. Assim como para a  $\text{DBO}_5$ , a grande variação entre as concentrações de DQO na entrada da estação é responsável pela diferença entre as eficiências dos cenários analisados;
- As eficiências de remoção de NTK, nitrogênio amoniacal e fósforo total apresentaram valores negativos devido as coletas dos pontos de entrada e saída terem sido realizadas no mesmo instante;
- As concentrações médias de NTK do efluente tratado nos cenários 3S e 1S apresentaram valores muito próximos, porém o desvio padrão do cenário 1S é aproximadamente três vezes maior que o desvio padrão do cenário 3S. O valor mais baixo deste parâmetro

obtido na saída da estação foi 27,65 mg/L, enquanto que o valor mais alto foi de 70,84 mg/L, ambos no cenário 1S. Considerando que, mesmo as concentrações mínimas de NTK do efluente tratado ultrapassaram o limite de 20,00 mg/L de NTK, estipulado pela legislação vigente, conclui-se que a ETE do CCU não apresenta uma boa eficiência para a remoção de NTK;

- Grande parte dos resultados de nitrogênio amoniacal obtidos no ponto de entrada apresentaram concentrações maiores que o limite estipulado pelo fabricante do sistema de tratamento. Desta forma, apenas a concentração mínima de nitrogênio amoniacal obtida no cenário 3S atendeu ao limite de 20,00 mg/L, estipulado pela Licença de Operação da instituição. Em concordância com os resultados obtidos para NTK, os resultados de nitrogênio amoniacal demonstram uma deficiência da estação em realizar os processos de nitrificação;
- As menores concentrações de fósforo total observadas ao longo de todo o período de estudo foram 11,80 mg/L no efluente bruto e 10,90 mg/L no efluente tratado, ambos no cenário 3S. Estes valores estão bem acima do limite de contribuição do efluente bruto, estipulada pelos fabricantes do sistema, e do padrão de emissão apresentada pela Licença de Operação da instituição, ambos equivalentes a 4 mg/L de fósforo total. Acredita-se que a grande concentração de fósforo nos efluentes gerados no CCU é resultante de uma maior presença de urina em sua composição.

A partir da avaliação da possibilidade de redução do suprimento de ar aplicado ao reator aeróbio, são apresentadas as seguintes conclusões:

- Não foram percebidas alterações na formação de biomassa do meio suporte que pudessem estar relacionadas à mudança das condições de aeração do reator aeróbio;
- Através dos resultados de remoção de DQO e DBO<sub>5</sub>, percebe-se que praticamente toda a matéria orgânica do efluente bruto é digerido pelos microrganismos, nos três cenários analisados. Assim sendo, acredita-se que a baixa eficiência da ETE na remoção de nutrientes deva estar relacionada à baixa concentração de matéria orgânica carbonácea na estação, e não à redução da aeração aplicada no reator aeróbio.

Para que a ETE do CCU torne-se mais eficiente, são apresentadas as seguintes sugestões de melhoria:

- A implantação do método de medição de vazão por vertedor consiste em um método de baixo custo e de simples instalação e operação, permitindo a leitura de vazões instantâneas. Devido à baixa vazão aplicada à ETE do CCU, recomenda-se a utilização de um vertedor triangular com uma abertura em  $60^\circ$ ;
- A concentração da matéria orgânica carbonácea do reator aeróbio pode ser elevada fazendo com que o lodo do decantador retorne para este reator, assim como parte do efluente bruto seja direcionado a este ponto. Desta forma, possibilita-se um maior crescimento celular dos microrganismos presentes no reator aeróbio;
- A recirculação do efluente do reator aeróbio para o segundo reator anaeróbio fará com que o ambiente deste segundo reator torne-se anóxico, o que permitirá a ocorrência dos processos de desnitrificação;
- Para que ocorra a remoção do fósforo da ETE, é necessário que o lodo excedente dos processos de tratamento seja removido periodicamente. Caso contrário, o fósforo acumulado acabará sendo carregado para fora da estação, junto ao efluente tratado.

## REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington (DC): APHA/AWWA/WEF, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 15 p.

\_\_\_\_\_. **NBR 9896**: Glossário de poluição das águas. Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 94 p.

\_\_\_\_\_. **NBR 9898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro: ABNT, 1987. 22 p.

\_\_\_\_\_. **NBR 12209**: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2011. 53 p.

\_\_\_\_\_. **NBR 13403**: Medição de vazão em efluentes líquidos e corpos receptores – Escoamento livre. Rio de Janeiro: ABNT, 1995. 7 p.

BAZZARELLA, Bianca Barcellos; DIAS, Germana Bueno; BASTOS, Fernanda Pereira; WIGNER, Patrícia Lee; GONÇALVES, Ricardo Franci. **Caracterização quali-quantitativa da urina humana com vistas ao aproveitamento agrícola**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXIII., 2005, Campo Grande - MS: ABES, 2005. v.1. p. 186-187.

BOTTO, Márcio Pessoa. **Utilização da urina humana como biofertilizante para produção de alimentos e energia: Caracterização, uso na agricultura e recuperação de nutrientes**. 2013. 270 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/5158>>. Acesso em: 31 out. de 2016.

BRASIL. Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981. **Política Nacional do Meio Ambiente**. Brasília, 1981. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm)>. Acesso em: 19 mar. de 2016.

CALIJURI, Maria do Carmo; CUNHA, Davi Gasparini Fernandes (Coords.). **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Segrac, 2001.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. ampl. atual. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2003.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – CONSEMA. Resolução n. 128, de 7 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. 9 p. Disponível em:

<[http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod\\_menu=216&cod\\_conteudo=7206](http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=216&cod_conteudo=7206)>. Acesso em: 19 mar. de 2016.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. 9 p. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 19 mar. de 2016.

COSTA, Tatiana Barbosa da. **Desempenho de reator em batelada sequencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico**. 2005. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005. Disponível em:

<<http://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/102945>> Acesso em: 21 abr. 2016.

CRESPO, Patricio Gallegos. **Manual de projeto de estações de tratamento de esgotos**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

DEZOTTI, Márcia (Coord.). **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

FERREIRA, Eduardo S. **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXVII., 2000, Porto Alegre-RS. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000. 25 p. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-121.pdf>>. Acesso em: 22 abr. 2016.

FERREIRA, Fabiana Dian; CORAIOLA, Márcio. Eficiência do lodo ativado em fluxo contínuo para tratamento de esgoto. **Revista Acadêmica, Ciência Agrária Ambiental**, Curitiba, Paraná, v. 6, n. 2, p. 259-279, abr./jun. 2008. Disponível em:

<<http://www2.pucpr.br/reol/pb/index.php/academica?dd1=2401&dd99=view&dd98=pb>>. Acesso em: 22 abr. 2016.

FUJII, Fábio Yugo; PIVELI, Roque Passos; CAMPOS, Fábio; BUENO, Rodrigo Freitas; ALEM SOBRINHO, Pedro. Desempenho de reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 4, p. 349-358, dez. 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000400007>>. Acesso em: 23 abr. 2016.

IAMAMOTO, Cristina Yuriko. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão**

**operado em bateladas sequenciais e sob aeração intermitente.** 2006. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-16102006-072507/>>. Acesso em: 17 abr. 2016.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos.** 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

LIMA, Fabio. **Biorreator combinado anóxico-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de efluente lácteo.** 2014. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 25 jul. 2014. Disponível em: <<https://bdtd.unifal-mg.edu.br:8443/handle/tede/628>>. Acesso em: 12 mar. 2016.

MADIGAN, Michael T.; MARTINKO, John M.; DUNLAP, Paul V.; CLARK, David P. **Microbiologia de Brock.** 12. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

MENDONÇA, Luciana Coêlho. **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido.** 2002. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-07042003-143948/>>. Acesso em: 23 abr. 2016.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** 4. ed. International Edition: McGraw-Hill, 2004.

MIZUMO: Sistema Modular de Tratamento de Esgoto Doméstico Linha Mizumo Business. Pompéia, SP: Máquinas Agrícolas Jacto S/A – Divisão MIZUMO, 4 abr. 2011. 5 p.

MIZUMO. **Sistema Mizumo Business 20:** Leiaute de Análise. 4 set. 2013. Desenhista: L. Cardoso. Conferente: D. Carvalho. Escala: 1:20. Planta com vista lateral da Estação de Tratamento de Efluentes instalada no Centro Cultural Univates.

MIZUMO. [Funcionamento do sistema de tratamento, modelo Mizumo Business]. 2016. 1 figura esquemática. Disponível em: <<http://www.mizumo.com.br/index.php/site/business>>. Acesso em: 26 maio 2016.

MORAN, Laurence A.; HORTON, H. Robert; SCRIMGEOUR, K. Gray; PERRY, Marc D. **Bioquímica.** 5. ed. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2013. E-book. Disponível em: <<http://www.univates.br/biblioteca>>. Acesso em: 12 mar. 2016.

MOTA, Ana Maria do Carmo. **Avaliação de um sistema híbrido integrado de lodo ativado e biofilme em leito móvel, para tratamento de esgotos domésticos utilizando PVA-Gel como meio suporte.** 2015. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, jul. 2015. Disponível em: <<http://repositorio.unb.br/handle/10482/18988>>. Acesso em: 22 abr. 2016.

NUVOLARI, Ariovaldo (Coord). **Esgoto sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2014.

OLIVEIRA, Daniel Vieira Minegatti de. **Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR)**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) – Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, UFRJ, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <[http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetailheObraForm.do?select\\_action=&co\\_obra=124120](http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetailheObraForm.do?select_action=&co_obra=124120)>. Acesso em: 12 mar. 2016.

OLIVEIRA, Daniel Vieira Minegatti de; VOLSCHAN JUNIOR, Isaac; JORDÃO, Eduardo Pacheco. Comportamento e desempenho do processo reator biológico com leito móvel (MBBR) para a remoção da matéria orgânica e compostos nitrogenados. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica**, v. 4, n. 1, p. 12-26, 2011. Disponível em: <<http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis/article/view/26008>>. Acesso em: 24 abr. 2016

OLIVEIRA NETTO, Antonio Pedro de. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2007. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-07052007-143501/>>. Acesso em: 17 abr. 2016.

SANT'ANNA JUNIOR, Geraldo Lippel. **Tratamento biológico de efluentes**: fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

SEDLAK, Richard (Ed.). **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice**. 2. ed. USA, 1991. 240 p. E-book. Disponível em: <[http://www.aciscience.org/docs/41\\_phosphorus\\_&\\_nitrogen\\_removal.pdf](http://www.aciscience.org/docs/41_phosphorus_&_nitrogen_removal.pdf)>. Acesso em: 20 mar. 2016.

SPIRO, Thomas G.; STIGLIANI, William M. **Química Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Person Prentice Hall, 2009. Tradução de Sonia Midori Yamamoto. Revisão Técnica de Reinaldo C. Bazito e Renado S. Freire. E-book. Disponível em: <<http://www.univates.br/biblioteca/>>. Acesso em: 12 mar. 2016.

TELLES, Dirceu D'Alkmin; COSTA, Regina Helena Pacca Guimarães. **Reúso da água**: conceitos, teorias e práticas. São Paulo: Blucher, 2007.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Process Design Manual: Nitrogen Control**. Cincinnati, Ohio, EUA: USEPA, 1993. 311 p. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=30004MI0.txt>>. Acesso em: 14 abr. 2016.

\_\_\_\_\_. **Nutrient Control Design Manual**. Cincinnati, Ohio, EUA: USEPA, 2010. 369 p. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P1008KTD.txt>>. Acesso em: 10 abr. 2016.

VITOUSEK, Peter M.; CHAIR; ABER, Jon; HOWARTH, Robert W.; GENE, E. Likens; MATSON, Pamela A.; SCHINDLER, David W.; SCHLESINGER, William H.; TILMAN, G. David. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. **Issues in Ecology**: Ecological Society of America. Washington, DC, EUA, n. 1, 1997. Disponível em: <<http://www.esa.org/esa/documents/2013/03/issues-in-ecology-issue-1.pdf>>. Acesso em: 12 mar. 2016.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. 4. reimp. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2009.

\_\_\_\_\_. **Lodos ativados**. 2. ed. 2. reimp. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005.

\_\_\_\_\_. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 8. imp. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2011.

ZANCHETA, Priscilla Garozi. **Recuperação e tratamento da urina humana para uso agrícola**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFES, Vitória, 2007. Disponível em: <<http://repositorio.ufes.br/handle/10/3889>>. Acesso em: 31 out. 2016.

## APÊNDICES

### APÊNDICE A – Dados coletados na ETE do CCU durante o cenário 3S

Ponto	Parâmetros	17/jun	22/jun	28/jun	05/jul	14/jul	20/jul
1º Reator Anaeróbio	OD (mg/L)	0,33	0,54	0,38	0,41	0,44	0,58
	Temperatura (°C)	14,95	14,97	15,90	17,83	16,66	15,25
	pH	7,17	5,60	6,51	5,77	5,32	5,04
	ORP (mV)	-158	-103	-174	-91	-71	-94
2º Reator Anaeróbio	OD (mg/L)	0,42	0,63	0,42	0,48	0,48	0,62
	Temperatura (°C)	14,93	14,75	15,87	17,62	16,49	15,62
	pH	7,05	6,81	6,15	5,72	6,14	5,76
	ORP (mV)	-172	-88	-167	-130	39	-126
Reator Aeróbio	OD (mg/L)	9,86	9,75	8,96	8,24	8,70	9,95
	Temperatura (°C)	15,52	15,23	16,75	18,18	16,66	16,35
	pH	5,80	5,73	4,87	5,61	5,78	5,61
	ORP (mV)	159	196	235	165	197	204
Decantador	OD (mg/L)	4,60	6,04	4,37	3,99	6,21	3,93
	Temperatura (°C)	15,69	15,42	16,72	18,41	16,72	16,42
	pH	5,45	5,78	5,01	5,20	5,70	5,19
	ORP (mV)	162	178	192	144	199	191
Reator Aeróbio (matéria líquida)	ST (mg/L)	-	286,67	-	566,67	-	365,00
	SF (mg/L)	-	150,00	-	220,00	-	135,00
	SV (mg/L)	-	136,67	-	346,67	-	230,00
	SDT (mg/L)	-	245,00	-	385,00	-	280,00
	SDF (mg/L)	-	145,00	-	215,00	-	135,00
	SDV (mg/L)	-	100,00	-	170,00	-	145,00
	SST (mg/L)	-	41,67	-	181,67	-	85,00
	SSF (mg/L)	-	5,00	-	5,00	-	0,00
	SSV (mg/L)	-	36,67	-	176,67	-	85,00
Reator Aeróbio (biomassa aderida)	ST (mg/L)	-	81,51	-	171,16	-	146,71
	SF (mg/L)	-	8,15	-	0,00	-	6,99
	SV (mg/L)	-	73,36	-	171,16	-	139,72
	SDT (mg/L)	-	40,75	-	61,13	-	74,52
	SDF (mg/L)	-	0,00	-	0,00	-	4,66
	SDV (mg/L)	-	40,75	-	61,13	-	69,86
	SST (mg/L)	-	40,75	-	110,03	-	72,19
	SSF (mg/L)	-	8,15	-	0,00	-	2,33
	SSV (mg/L)	-	32,60	-	110,03	-	69,86
Entrada da ETE	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	-	220,00	-	205,00	-	185,00
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	-	358,40	-	323,23	-	381,46
	NTK (mg/L)	-	37,50	-	99,55	-	79,79
	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	-	15,66	-	74,90	-	19,46
	Fósforo total (mg/L)	-	11,80	-	34,60	-	17,60
Saída da ETE	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	-	13,00	-	8,00	-	3,00
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	-	80,29	-	65,72	-	36,03
	NTK (mg/L)	-	40,37	-	41,12	-	53,10
	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	-	14,42	-	32,03	-	21,72
	Fósforo total (mg/L)	-	32,04	-	57,50	-	10,90

## APÊNDICE B – Dados coletados na ETE do CCU durante o cenário 2S

Ponto	Parâmetros	26/jul	02/ago	09/ago	16/ago	23/ago	30/ago
1º Reator Anaeróbio	OD (mg/L)	0,60	0,58	0,57	0,53	0,55	0,52
	Temperatura (°C)	15,96	16,37	16,98	17,5	16,19	18,58
	pH	5,07	5,59	5,28	5,41	5,58	6,1
	ORP (mV)	-66	-88	-92	-102	-92	-123
2º Reator Anaeróbio	OD (mg/L)	0,44	0,65	0,62	0,61	0,62	0,56
	Temperatura (°C)	15,77	16,43	17,27	17,44	16,42	18,59
	pH	5,81	6,85	6,53	6,56	6,75	5,96
	ORP (mV)	-41	-137	-133	-150	-116	-116
Reator Aeróbio	OD (mg/L)	9,27	8,58	8,27	8,18	8,08	7,39
	Temperatura (°C)	16,05	16,92	17,94	18,39	17,34	19,15
	pH	5,56	6,03	5,67	5,19	5,18	5,87
	ORP (mV)	196	150	175	187	196	130
Decantador	OD (mg/L)	5,97	2,45	3,48	2,56	2,86	4,24
	Temperatura (°C)	16,35	17,03	18,03	18,55	17,46	19,4
	pH	5,33	5,90	5,79	5,39	5,28	5,82
	ORP (mV)	196	112	151	147	148	128
Reator Aeróbio (matéria líquida)	ST (mg/L)	-	400,00	-	643,33	-	383,33
	SF (mg/L)	-	260,00	-	223,33	-	220,00
	SV (mg/L)	-	140,00	-	420,00	-	163,33
	SDT (mg/L)	-	350,00	-	386,67	-	300,00
	SDF (mg/L)	-	213,33	-	163,33	-	203,33
	SDV (mg/L)	-	136,67	-	223,33	-	96,67
	SST (mg/L)	-	50,00	-	256,67	-	83,33
	SSF (mg/L)	-	46,67	-	60,00	-	16,67
	SSV (mg/L)	-	3,33	-	196,67	-	66,67
Reator Aeróbio (biomassa aderida)	ST (mg/L)	-	158,35	-	321,37	-	274,79
	SF (mg/L)	-	23,29	-	20,96	-	13,97
	SV (mg/L)	-	135,07	-	300,41	-	260,82
	SDT (mg/L)	-	55,89	-	60,55	-	69,86
	SDF (mg/L)	-	9,31	-	9,31	-	6,99
	SDV (mg/L)	-	46,57	-	51,23	-	62,88
	SST (mg/L)	-	102,46	-	260,82	-	204,93
	SSF (mg/L)	-	13,97	-	11,64	-	6,99
	SSV (mg/L)	-	88,49	-	249,18	-	197,94
Entrada da ETE	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	-	120,00	-	100,00	-	250,00
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	-	175,24	-	123,15	-	403,36
	NTK (mg/L)	-	70,49	-	67,77	-	58,28
	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	-	67,08	-	57,92	-	34,51
	Fósforo total (mg/L)	-	46,50	-	59,00	-	16,45
Saída da ETE	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	-	8,50	-	8,00	-	9,00
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	-	55,24	-	64,37	-	48,85
	NTK (mg/L)	-	65,52	-	57,51	-	68,70
	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	-	59,89	-	53,05	-	62,62
	Fósforo total (mg/L)	-	42,20	-	22,00	-	16,43

### APÊNDICE C – Dados coletados na ETE do CCU durante o cenário 1S

Ponto	Parâmetros	06/set	13/set	21/set	27/set	04/out	10/out
1° Reator Anaeróbio	OD (mg/L)	0,44	0,51	0,33	0,43	0,39	0,49
	Temperatura (°C)	17,59	18,88	18,71	18,47	19,40	19,71
	pH	6,11	5,68	5,95	6,49	6,59	6,08
	ORP (mV)	-119	-117	-46	-183	-208	-166
2° Reator Anaeróbio	OD (mg/L)	0,55	0,47	0,41	0,48	0,50	0,42
	Temperatura (°C)	17,78	18,85	18,80	18,82	19,85	20,18
	pH	5,68	6,05	5,66	6,07	6,45	6,01
	ORP (mV)	-59	-125	-79	-149	-178	-171
Reator Aeróbio	OD (mg/L)	6,81	5,29	6,11	5,13	4,80	4,95
	Temperatura (°C)	18,06	18,91	19,29	19,52	20,08	20,50
	pH	5,20	5,70	5,36	5,62	5,76	5,61
	ORP (mV)	198	169	174	147	162	186
Decantador	OD (mg/L)	4,81	1,81	4,09	2,47	1,99	2,25
	Temperatura (°C)	18,16	19,26	19,93	19,66	20,37	21,41
	pH	5,37	5,17	5,21	5,85	5,60	5,69
	ORP (mV)	176	144	188	146	149	189
Reator Aeróbio (matéria líquida)	ST (mg/L)	-	310,00	-	320,00	-	453,33
	SF (mg/L)	-	156,67	-	193,33	-	223,33
	SV (mg/L)	-	153,33	-	126,67	-	230,00
	SDT (mg/L)	-	290,00	-	245,00	-	280,00
	SDF (mg/L)	-	150,00	-	180,00	-	213,33
	SDV (mg/L)	-	140,00	-	65,00	-	66,67
	SST (mg/L)	-	20,00	-	75,00	-	173,33
	SSF (mg/L)	-	6,67	-	13,33	-	10,00
	SSV (mg/L)	-	13,33	-	61,67	-	163,33
Reator Aeróbio (biomassa aderida)	ST (mg/L)	-	286,44	-	107,12	-	204,93
	SF (mg/L)	-	27,94	-	23,29	-	55,89
	SV (mg/L)	-	258,49	-	83,83	-	149,04
	SDT (mg/L)	-	13,97	-	46,57	-	27,94
	SDF (mg/L)	-	0,00	-	23,29	-	13,97
	SDV (mg/L)	-	13,97	-	23,29	-	13,97
	SST (mg/L)	-	272,46	-	60,55	-	176,98
	SSF (mg/L)	-	27,94	-	0,00	-	41,92
	SSV (mg/L)	-	244,52	-	60,55	-	135,07
Entrada da ETE	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	-	40,00	-	60,00	-	80,00
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	-	74,08	-	79,50	-	232,00
	NTK (mg/L)	-	13,79	-	47,00	-	46,76
	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	-	8,74	-	38,28	-	31,97
	Fósforo total (mg/L)	-	12,77	-	21,20	-	18,90
Saída da ETE	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	-	6,50	-	6,00	-	7,00
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	-	44,24	-	45,71	-	44,00
	NTK (mg/L)	-	27,65	-	33,99	-	70,84
	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	-	24,37	-	31,14	-	64,55
	Fósforo total (mg/L)	-	21,95	-	24,90	-	18,30