



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA  
SANITÁRIA

ALFREDO COSTA NETO

**AVALIAÇÃO DE PROCESSO DE LODOS ATIVADOS  
POR BATELADA SEGUIDO DE TRATAMENTO TERCIÁRIO  
COM ÊNFASE NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E  
NA SEDIMENTABILIDADE DO LODO**

NATAL/RN  
2016

Alfredo Costa Neto

**AVALIAÇÃO DE PROCESSO DE LODOS ATIVADOS  
POR BATELADA SEGUIDO DE TRATAMENTO TERCIÁRIO  
COM ÊNFASE NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E  
NA SEDIMENTABILIDADE DO LODO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte para obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária

Orientador: Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> André Luís Calado Araújo

Coorientador: Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> Hélio Rodrigues dos Santos

NATAL/RN  
2016

UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede  
Catalogação da Publicação na Fonte

Costa Neto, Alfredo.

Avaliação de processo de lodos ativados por batelada seguido de tratamento terciário com ênfase na remoção de matéria orgânica e na sedimentabilidade do lodo / Alfredo Costa Neto. - Natal, RN, 2016.

81 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. André Luís Calado Araújo.

Coorientador: Prof. Dr. Hélio Rodrigues dos Santos.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária.

1. Tratamento de esgotos - Dissertação. 2. Águas residuárias - Dissertação. 3. Lodos ativados em batelada - Dissertação. 4. Sedimentabilidade - Dissertação. 5. Matéria orgânica - Dissertação. I. Araújo, André Luís Calado. II. Santos, Hélio Rodrigues dos. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628.35

Alfredo Costa Neto

**AVALIAÇÃO DE PROCESSO DE LODOS ATIVADOS  
POR BATELADA SEGUIDO DE TRATAMENTO TERCIÁRIO  
COM ÊNFASE NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E  
NA SEDIMENTABILIDADE DO LODO**

Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte  
para obtenção do título de Mestre em  
Engenharia Sanitária

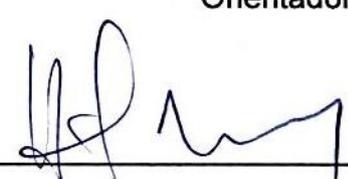
Aprovado em: 22 / 02 / 2016



---

Prof.º Dr.º André Luís Calado Araújo

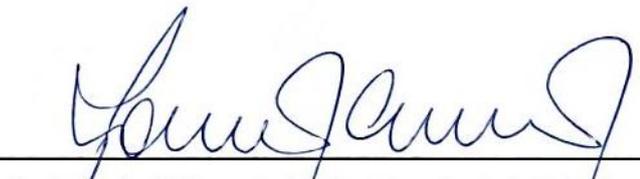
Universidade Federal do Rio Grande do Norte  
Orientador



---

Prof.º Dr.º Hélio Rodrigues dos Santos

Universidade Federal do Rio Grande do Norte  
Coorientador



---

Dr.º Paulo Eduardo Vieira Cunha - CAERN

Membro Externo à Instituição



---

Prof.º Dr.º Cícero Onofre de Andrade Neto

Universidade Federal do Rio Grande do Norte  
Membro Interno

Realizar este sonho foi tarefa árdua, mas alegre; cansativa, mas prazerosa, hoje sei que jamais teria conseguido sem a ajuda de muitos e de cada um em especial.

Deus, em cada momento de angústia, de fraqueza, de cansaço.

Minha esposa Josyanne Giesta, alicerce da minha vida, o amor que me transforma no melhor que posso ser.

Minhas filhas Thalia e Thalita, meus exemplos, meu orgulho.

Minha amada mãe, por transformar todas as dificuldades da vida em força para seguir em frente.

A senhora Marina Pinto Teixeira (in memoriam), que fez da sua vida uma dádiva para todos, com seu amor e generosidade.

A vocês que tanto amo e sempre amarei dedico este trabalho.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a todos os professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária da UFRN;

Ao meu orientador Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> André Luís Calado Araújo, pela competência, pelo dom de transmitir o conhecimento, pela cumplicidade e principalmente pela amizade;

Ao meu coorientador Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> Hélio Rodrigues dos Santos, por sua valiosa contribuição;

Ao Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> Cícero Onofre de Andrade Neto, pelas primeiras orientações sobre o tema, direcionamento e sugestões;

Ao Dr<sup>o</sup> Paulo Eduardo Vieira Cunha, Engenheiro da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte – CAERN, pelas importantes considerações;

Ao Dr<sup>o</sup> Ricardo da Fonseca Varela Filho, Diretor Técnico da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte – CAERN;

Aos Engenheiros da CAERN, Alexsandro Barbosa dos Santos, Silvana Fernandes Vilar e Soraya Christiana das Neves;

Aos operadores da Estação de Tratamento de Esgotos Liberdade – CAERN;

Aos técnicos de laboratório, Nilton e Aline, do Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da UFRN (LARHISA), Douglisnilson e Custódio do laboratório de Análises de Águas e Efluentes do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN);

À todos que de uma maneira ou outra contribuíram nesta jornada, meu sincero obrigado.

“Não importa em que ponto da vida você está, não importa o que contribuiu para criá-lo, não importa o que está acontecendo, lembre-se de que você está sempre fazendo o melhor possível com o conhecimento, percepção e sabedoria que possui no momento”

*Louise L. Hay*

## RESUMO

Este trabalho avalia o desempenho de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) na modalidade lodos ativados em batelada sequencial com etapa terciária de tratamento, localizada em região de temperatura alta. Também apresenta a análise da remoção de matéria orgânica e a avaliação das condições de sedimentabilidade do lodo, através de reatores em escala de bancada, alimentados com diferentes concentrações de substrato e biomassa, proveniente da ETE em estudo. Os resultados mostraram, a alta eficiência e estabilidade do processo de tratamento utilizando Reatores Sequenciais em Batelada para esgotos domésticos, mesmo com bruscas oscilações de carga orgânica e hidráulicas, atingindo mais de 90% de eficiência na remoção de matéria orgânica biodegradável. Os testes de remoção de matéria orgânica e sedimentabilidade nos reatores em bancada mostraram o bom desempenho com relação à remoção de matéria orgânica, entretanto, a alta concentração de microrganismo resulta em uma baixa velocidade de sedimentação do lodo, podendo comprometer a qualidade do efluente final. A relação Alimento/Microrganismo nas condições de operação atual da ETE apresentou valor de 0,06 gDQO/gSSV.d. e velocidade de sedimentação zonal de 0,59 m/h, a relação ótima da concentração do substrato por concentração da biomassa, que obteve a máxima eficiência operacional, apresentou valor de 0,09 gDQO/gSSV.d. e velocidade de sedimentação zonal de 1,4 m/h.

**Palavras-chave:** Tratamento de Esgoto. Águas Residuárias. Lodos Ativados em Batelada. Sedimentabilidade. Matéria Orgânica.

## ABSTRACT

This paper evaluate the performance of a Wastewater Treatment Plant (WWTP) in sequential batch activated sludge modality with tertiary treatment step, located in high temperature region. It also presents the analysis of organic matter's removal and the evaluation of sludge sedimentation conditions through reactors in bench scale, fed with different substrate's and biomass' concentrations, from the WWTP in study. The results showed high efficiency and stability of the treatment process using Sequential Batch Reactors for domestic sewage, even with sudden changes of organic and hydraulic load, reaching more than 90% of efficiency in the removal of biodegradable organic matter. The removal of organic matter and sedimentation tests in bench reactors showed the good performance in respect of the organic matter's removal, however, the high concentration of micro-organism results in a lower sludge sedimentation rate, which can compromise the quality of the final effluent. The relation Food/Microorganism in the conditions of the WWTP's current operation showed a value of 0.06 gCOD/gVSS.d. and zonal sedimentation velocity of 0.59 m/h, the great ratio of the concentration of the substrate by biomass concentration, which obtained the maximum operational efficiency, showed a value of 0.09 gCOD/gVSS.d. and zonal sedimentation velocity of 1.4 m/h.

**Key words:** Sewage Treatment. Residual Waters. Activated Sludge Batch. Sedimentation. Organic Matter.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática do sistema de lodos ativados convencional. .....	22
Figura 2 – Representação esquemática do sistema de lodos ativados com aeração prolongada. ....	24
Figura 3 – Representação esquemática do sistema de lodos ativados de fluxo contínuo. ....	24
Figura 4 – Representação esquemática do sistema de lodos ativados de fluxo intermitente. ....	26
Figura 5 – Ciclos do processo de operação intermitente. ....	27
Figura 6 – Representação esquemática do reator em bateladas. ....	28
Figura 7 – Fatores que afetam as características do floco. ....	30
Figura 8 – Esquema da realização do teste de IVL. ....	32
Figura 9 – Curva altura interface clarificado/lodo x tempo. ....	33
Figura 10 – Curva de crescimento bacteriano e absorção de substrato. ....	37
Figura 11 – Localização da Estação de Tratamento de Esgotos da Liberdade – Parnamirim/RN .....	38
Figura 12 – Esquema das unidades de tratamento de esgoto da ETE Liberdade. ...	38
Figura 13 – Detalhe do tanque de aeração da ETE Liberdade. ....	40
Figura 14 – Configuração do ciclo dos reatores da ETE Liberdade. ....	41
Figura 15 – Localização dos pontos de coleta. ....	43
Figura 16 – Reatores em colunas. ....	47
Figura 17 – Esquema dos Reatores em colunas. ....	47

Figura 18 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão da Temperatura. ....	52
Figura 19 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão do pH. ....	53
Figura 20 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão do OD. ...	54
Figura 21 – Variação da concentração média SST e SSV (mg/L) ao longo do período de aeração. ....	55
Figura 22 – Variação média da concentração da DBO filtrada (mg/L) ao longo do período de aeração. ....	56
Figura 23 – Variação da concentração DQO filtrada (mg/L) ao longo do período de aeração. ....	56
Figura 24 – Variação DBO e DQO (mg/L) afluente. ....	57
Figura 25 – Variação SST, SSV e SSF (mg/L) afluente. ....	58
Figura 26 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão da DBO. .	59
Figura 27 – Variação da concentração da DBO (mg/L) afluente e efluente final. ....	60
Figura 28 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão da DQO.	60
Figura 29 – Variação da concentração da DQO (mg/L) afluente e efluente final. ....	61
Figura 30 – Correlação DBO removida e DQO removida. ....	62
Figura 31 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão da DBO filtrada. ....	63
Figura 32 – Variação da concentração da DBO filtrada (mg/L) afluente e efluente final. ....	63
Figura 33 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão DQO filtrada. ....	64

Figura 34 – Variação da concentração DQO filtrada (mg/L) afluyente e efluente final. .....	64
Figura 35 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão SST.....	65
Figura 36 – Variação da concentração SST (mg/L) afluyente e efluente decantado. .	66
Figura 37 – Relação SSV/SST nas etapas de tratamento. ....	66
Figura 38 – Variação da concentração média do IVL (mL/g) ao longo do período de aeração.....	68
Figura 39 – Variação média da concentração DQO filtrada (mg/L) no reator R1 (coluna 1), dias 17, 20, 23, 28, 30/04 e 05/05/2015. ....	69
Figura 40 – Variação média da concentração DQO filtrada (mg/L) no reator R2 (coluna 2), dias 17, 20, 23, 28, 30/04 e 05/05/2015. ....	70
Figura 41 – Variação média da concentração DQO filtrada (mg/L) no reator R3 (coluna 3), dias 17, 20, 23, 28, 30/04 e 05/05/2015. ....	70
Figura 42 – Eficiência na remoção de matéria orgânica em cada reator. ....	71
Figura 43 – Correlação remoção DQO (%) e lodo concentrado no reator (mL). ....	72
Figura 44 – Sedimentabilidade média zonal no reator R1. ....	73
Figura 45 – Sedimentabilidade média zonal no reator R2. ....	73
Figura 46 – Sedimentabilidade média zonal no reator R3. ....	74

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Fases da pesquisa. ....	42
Quadro 2 – Variáveis físico-químicas.....	44
Quadro 3 – Variáveis analisadas e métodos utilizados. ....	45

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Condições operacionais gerais dos reatores de bancada.....	48
Tabela 2 - Variáveis de desempenho da ETE Liberdade .....	51
Tabela 3 – Concentrações médias de substrato e biomassa em escala de bancada. .....	69
Tabela 4 - Relação A/M ótima de substrato e biomassa ETE Liberdade. ....	74
Tabela 5 - Concentrações médias de substrato e biomassa em escala real ETE Liberdade.....	75
Tabela 6 - Velocidade de sedimentação, concentrações médias de substrato e biomassa. ....	75

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Índice volumétrico do lodo (mL/g).....	46
--	----

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

**APHA** – American Public Health Association

**A/M** – Alimento/Microrganismo

**CAERN** – Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte

**CLP** – Controlador Lógico Programável

**DBO** – Demanda Bioquímica de Oxigênio

**DQO** – Demanda Química de Oxigênio

**ETE** – Estação de Tratamento de Esgotos

**IFRN** – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte

**IVL** – Índice Volumétrico de Lodo

**OD** – Oxigênio Dissolvido

**pH** – potencial Hidrogeniônico

**RSB** – Reator Sequencial em Bateladas

**SSF** – Sólidos Suspensos Fixos

**SST** – Sólidos Suspensos Totais

**SSV** – Sólidos Suspensos Voláteis

**UFRN** – Universidade Federal do Rio Grande do Norte

**VSZ** – Velocidade de Sedimentação Zonal

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	17
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	19
2.1. OBJETIVO GERAL .....	19
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	19
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	20
3.1. LODOS ATIVADOS .....	20
3.2. VARIANTES DO SISTEMA LODOS ATIVADOS.....	21
<b>3.2.1. Lodos ativados convencional</b> .....	21
<b>3.2.2. Lodos ativados aeração prolongada</b> .....	23
<b>3.2.3. Lodos ativados de fluxo contínuo</b> .....	24
<b>3.2.4. Lodos ativados de fluxo intermitente (Reator sequencial em bateladas - RSB)</b> .....	25
3.3. MICRORGANISMOS NO TRATAMENTO POR LODOS ATIVADOS .....	28
3.4. INTUMESCIMENTO DO LODO .....	29
3.5. SEDIMENTABILIDADE .....	30
<b>3.5.1. Métodos de avaliação da sedimentabilidade</b> .....	31
a) Índice Volumétrico do Lodo – IVL .....	32
b) Velocidade de Sedimentação Zonal – VSZ.....	33
<b>3.5.2. Problemas relacionados à sedimentabilidade</b> .....	34
a) Formação de espuma .....	34
3.6. ANÁLISE DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA .....	35
<b>3.6.1. Fatores que afetam a remoção de carbono</b> .....	35
<b>3.6.2. Cinética do crescimento microbiano e da utilização do substrato</b> ..	36
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	38
4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ETE LIBERDADE .....	38
4.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL .....	41
<b>4.2.1. FASE I – Avaliação da Eficiência das Etapas de Tratamento da ETE Liberdade</b> .....	42
a) Avaliação da Remoção de matéria orgânica (DBO e DQO).....	45
b) Análise de sedimentabilidade - Índice volumétrico do lodo (IVL) .....	46
<b>4.2.2. FASE II – Experimentos de Bancada</b> .....	46
a) Avaliação da Remoção de matéria orgânica (DQO) .....	48
b) Análise de sedimentabilidade – Velocidade de Sedimentação Zonal (VSZ).....	49
4.3. TRATAMENTO DE DADOS .....	49

<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	50
5.1. AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DAS ETAPAS DE TRATAMENTO DO SISTEMA.....	50
<b>5.1.1. Temperatura, pH e O.D.</b> .....	52
<b>5.1.2. Avaliação de desempenho das etapas de tratamento – Lodos Ativados</b> .....	54
a) Caracterização da Biomassa .....	54
b) DBO Filtrada e DQO Filtrada .....	55
<b>5.1.3. Avaliação de desempenho das etapas de tratamento – Efluente Decantado e Efluente Final</b> .....	57
a) Caracterização do Esgoto Bruto .....	57
b) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	59
c) DBO Filtrada e DQO Filtrada .....	62
d) Sólidos em Suspensão Totais (SST) .....	65
5.2. ENSAIOS DE SEDIMENTABILIDADE – ESCALA REAL .....	67
5.3. REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SEDIMENTABILIDADE – ESCALA DE BANCADA .....	68
<b>5.3.1. Relação alimento/microrganismos (A/M)</b> .....	68
<b>5.3.2. Remoção da matéria orgânica (DQO filtrada)</b> .....	69
5.4. ENSAIO DE SEDIMENTABILIDADE – ESCALA DE BANCADA .....	72
5.5. COMPARAÇÃO ENTRE ESCALA DE BANCADA E ESCALA REAL .....	74
<b>5.5.1. Parâmetros para adequação operacional do ciclo de sedimentação</b> .....	74
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b> .....	76
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	78

## 1. INTRODUÇÃO

Para o tratamento de esgotos domésticos, diversas alternativas podem ser adotadas, utilizando processos físicos, químicos ou biológicos. Dentre estas alternativas, o tratamento biológico aeróbio tipo lodos ativados é um dos mais utilizados por apresentar as seguintes vantagens: alta eficiência de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), possibilidade de remoção de nutrientes e flexibilidade operacional. No entanto, o sistema de lodos ativados implica em elevados custos de operação e manutenção, alto consumo de energia e elevada produção de lodo, fazendo-se necessário um melhor controle do processo.

O tratamento biológico feito em estações de tratamento de esgotos simula o princípio de autodepuração promovido nos rios através da estabilização biológica da matéria orgânica contida nos despejos lançados, que ocorre através da respiração celular das bactérias que oxidam os compostos orgânicos. Os processos biológicos foram concebidos para serem aplicados na remoção de material orgânico carbonáceo, geralmente medido em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), possibilitando a correção das características indesejáveis dos esgotos e sua disposição final, de acordo com as regras e critérios definidos pela legislação ambiental.

O processo de lodos ativados apresenta variações que podem ser divididas, com relação ao seu fluxo, em contínuo e batelada (ou intermitente). Independente da variação empregada, uma eficiente separação entre a parte líquida e os flocos biológicos determinará o sucesso do sistema de lodos ativados. Sendo assim, torna-se essencial a determinação das condições de sedimentabilidade do lodo biológico, que pode ser realizada por meio de testes de sedimentação como o da velocidade de sedimentação zonal (VSZ) e o índice volumétrico de lodo (IVL).

Neste trabalho foi avaliado o desempenho de uma Estação de Tratamento de Esgotos na modalidade lodos ativados em batelada sequencial seguido de etapa de desinfecção através de tanque de contato de cloro e tratamento complementar composto por filtro de areia, localizada em região de clima tropical chuvoso com verão seco, apresentando temperatura média anual de 27,1°C.

Também apresenta a análise da remoção de matéria orgânica em escala de laboratório, através de reatores de coluna, alimentados com licor misto proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos em estudo e a avaliação das condições de

sedimentabilidade do lodo formado no reator sequencial em batelada a partir de dois métodos: VSZ, em escala de laboratório e o IVL, em escala real.

A avaliação de desempenho da ETE pretende contribuir como uma ferramenta de auxílio à identificação de pontos da ETE que podem ter a eficiência melhorada, ao mesmo tempo em que define a eficiência global da unidade. O trabalho identificou o desempenho da ETE em três etapas: desempenho do reator de lodos ativados, efluente clarificado e efluente final após tratamento terciário, além do desempenho global.

Os reatores em escala de bancada foram alimentados com diferentes concentrações de substrato e biomassa, com o objetivo de analisar o comportamento das relações alimento/microrganismo (A/M) pré-definidas, buscando caracterizar a estação em termo de remoção de matéria orgânica e velocidade de sedimentação, além de obter a relação que proporcione a máxima eficiência operacional.

Trabalhos que associem o estudo da remoção de matéria orgânica e as características de sedimentabilidade do lodo, em sistema de lodos ativados em batelada, são relevantes por permitir o aperfeiçoamento do desempenho, operação e monitoramento, tendo como consequência, o melhor controle do processo e a redução de custos.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem o objetivo principal de avaliar uma ETE do tipo lodos ativados em batelada sequencial, seguido de etapa de desinfecção através de tanque de contato de cloro e tratamento terciário composto por filtro de areia.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos da pesquisa foram:

- Analisar a remoção de matéria orgânica no ciclo de aeração do reator sequencial em batelada, em escala real.
- Investigar a influência de diferentes concentrações A/M (relação alimento/microrganismo) sobre a eficiência na remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, em escala de bancada.
- Investigar a influência de diferentes concentrações A/M sobre a eficiência da sedimentabilidade do lodo, através da velocidade de sedimentação zonal (VSZ), em escala de bancada.
- Analisar a sedimentabilidade do lodo, através do índice volumétrico de lodo (IVL), ao longo do ciclo de aeração do reator sequencial em batelada, em escala real.
- Caracterizar a ETE em estudo quanto à remoção de matéria orgânica e a sedimentabilidade do lodo, através da comparação dos resultados identificados em escala de bancada, com as encontradas em escala real.

### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1. LODOS ATIVADOS

No século dezenove, experimentos de tratamento dos esgotos com a introdução forçada de ar, apresentaram excelentes resultados com relação a remoção da matéria orgânica. Arden e Lockett em 1914, na Inglaterra, resolveram em seus experimentos, guardar os sólidos floculados, que até então em outros experimentos eram descartados. Estudando o efeito do uso repetido destes sólidos floculados no tratamento dos esgotos submetidos à aeração, eles descobriram que ocorria um aumento considerável no potencial de tratabilidade. Esta capacidade de acelerar a remoção da matéria orgânica dos esgotos, fez com que os sólidos floculados fossem chamados de “lodo ativado”.(ARDEN; LOCKETT, 1915 apud PICKBRENNER, 2002).

Lodos ativados é um processo biológico, no qual o esgoto afluyente e as bactérias fixadas na forma de flocos de lodo ativado são misturados, agitados e aerados através da introdução forçada de ar. Estes flocos de lodo ativado são constituídos por matéria orgânica, matéria inorgânica, bactérias formadoras de floco e bactérias filamentosas que são o principal agente do processo (YANO, 2012). Segundo Falcioni et al. (2005), nestes flocos são também encontrados protozoários, fungos, leveduras e micrometazoários (rotíferos e nematóides).

Para a obtenção de resultados eficientes no sistema de lodos ativados é necessário alcançar um equilíbrio entre as bactérias formadoras de floco e as filamentosas. As bactérias filamentosas auxiliam na floculação, elas formam o esqueleto da estrutura, porém o excesso das mesmas pode causar o intumescimento do lodo, também conhecido como *bulking*, que pode ser caracterizado quando a sedimentação apresenta-se lenta e o lodo pouco compacto. No entanto, se as bactérias filamentosas estiverem presentes em baixas quantidades, haverá dificuldade na formação de flocos rígidos, eles serão pequenos e fracos, conhecidos como *pin-point*, com características de má sedimentabilidade (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A avaliação desta sedimentação do lodo biológico pode ser realizada através de testes como o da velocidade de sedimentação zonal (VSZ) e o índice volumétrico do lodo (IVL), também conhecido como índice de Mohlman.

Segundo Paula (2014), o processo de lodos ativados se destaca dentre os sistemas biológicos de tratamento de esgoto doméstico e industriais, pela sua eficiência na remoção de sólidos em suspensão, materiais orgânicos e nutrientes.

### 3.2. VARIANTES DO SISTEMA LODOS ATIVADOS

Na sua versão original o processo de lodos ativados operava em bateladas, com o afluente sendo introduzido no reator biológico, onde a aeração promovia a depuração da matéria orgânica, e após o desligamento dos aeradores, dava-se a sedimentação da massa microbiana. Somente após o descarregamento do sobrenadante o processo era novamente iniciado. (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Ainda, segundo Van Haandel e Marais (1999), o primeiro grande avanço no desenvolvimento do sistema de lodos ativados foi a transformação do regime de bateladas em sistema contínuo, com o acréscimo de um decantador do lodo a jusante do reator biológico, reduzindo a mão-de-obra necessária para operação.

Atualmente, muitas versões do processo original são utilizadas, sempre objetivando melhorias no desempenho do sistema, em termos de eficiência, capacidade de tratamento e operação, mas os seus fundamentos são todos similares.

O processo de lodos ativados possui variantes quanto à idade do lodo (lodos ativados convencional ou aeração prolongada), ao fluxo (contínuo ou intermitente) e quanto ao afluente da etapa biológica do sistema de lodos ativados (esgoto bruto, efluente de decantador primário, efluente de reator anaeróbio, efluente de outro processo de tratamento de esgoto).

#### 3.2.1. Lodos ativados convencional

O sistema de lodos ativados do tipo convencional é constituído por tanque de aeração e decantador secundário, precedido ou não do tratamento primário, sendo necessário ainda um digestor de lodo. O decantador primário é importante para que a matéria orgânica em suspensão sedimentável seja retirada antes do tanque de aeração, trazendo economia em termos de consumo de energia. Esta variante

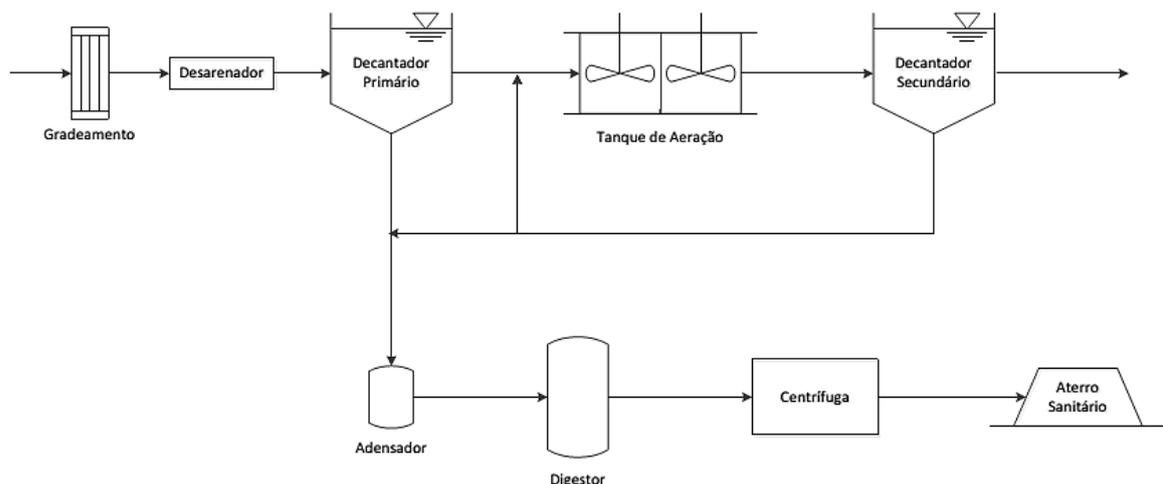
apresenta uma eficiência de remoção de DBO entre 85 e 93%, inferior ao sistema do tipo aeração prolongada, cuja eficiência é de 93 a 98%. Esta eficiência se dá em razão do menor tempo de retenção hidráulica do efluente no sistema, que é da ordem de 6 a 8 horas. A idade do lodo no sistema convencional é usualmente da ordem de 4 a 10 dias, com essa idade, o lodo de excesso retirado do sistema apresenta elevado teor de matéria orgânica em suas células, necessitando de uma etapa de estabilização do lodo nos digestores de lodo (VON SPERLING, 2002).

Segundo Von Sperling (2002), este menor tempo de retenção do efluente no sistema também influencia no fato do sistema de lodos ativados convencional requerer menor volume para o tanque de aeração, menor potência de aeração (menor custo de energia elétrica) e maior capacidade de tratamento do efluente por área, quando comparado com o sistema do tipo aeração prolongada.

No sistema de lodos ativados convencional, há uma menor probabilidade do surgimento do fenômeno de intumescimento filamentoso do lodo, devido ao melhor equilíbrio entre as duas populações de bactérias presentes no sistema, que são as bactérias filamentosas e as formadoras de flocos. Este maior equilíbrio ocorre em razão dos valores que a taxa de Alimento/Microrganismo (A/M) assume, entre 0,3 e 0,8 KgDBO/KgSSV.d (VON SPERLING, 1996).

O fluxograma do processo do sistema de lodos ativados convencional pode ser compreendido a partir da Figura 1, onde se visualiza o reator, os decantadores primário e secundário e o digestor.

Figura 1 – Representação esquemática do sistema de lodos ativados convencional.



### 3.2.2. Lodos ativados aeração prolongada

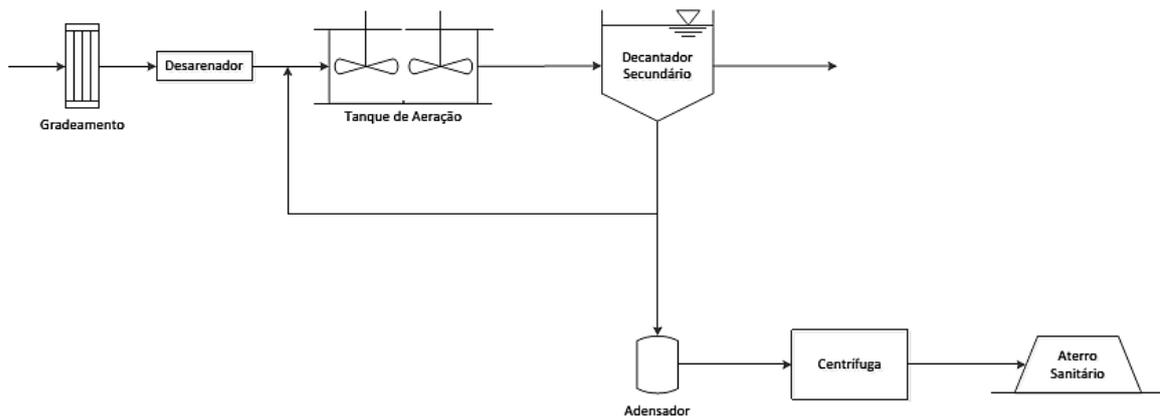
O sistema de lodos ativados do tipo aeração prolongada apresenta tempo de retenção hidráulica do efluente no sistema, da ordem de 16 a 24 horas e idade do lodo usualmente da ordem de 18 a 30 dias, ou seja, a biomassa permanece mais tempo no reator quando comparado ao sistema convencional. Nesse sistema, para sobreviver, as bactérias passam a utilizar em seus processos metabólicos a própria matéria orgânica componente das suas células, sendo essa matéria orgânica convertida em gás carbônico e água através da respiração. Assim, o lodo produzido é estabilizado no próprio reator biológico, dispensando unidade de estabilização do lodo. Usualmente esta variante também não possui decantador primário, evitando assim a necessidade de uma unidade de estabilização do lodo resultante deste. (VON SPERLING, 2002).

Este maior tempo de retenção hidráulica do efluente no sistema, promove uma elevada eficiência de remoção de DBO, de 93 a 98%, além de influenciar no fato do sistema de lodos ativados tipo aeração prolongada requerer maior volume do reator, maior potência de aeração (maior gasto de energia elétrica) e menor capacidade de tratamento do efluente por área.

Segundo Von Sperling (2002), no sistema de lodos ativados do tipo aeração prolongada, aumentam as possibilidades do surgimento do fenômeno de intumescimento filamentoso do lodo, devido aos valores que a taxa de Alimento/Microrganismo (A/M) assume, entre 0,08 e 0,15 KgDBO/KgSSV.d, faixa com maior proliferação das bactérias filamentosas.

O fluxograma do processo do sistema de lodos ativados com aeração prolongada pode ser compreendido a partir da Figura 2, onde se visualiza o reator e o decantador secundário.

Figura 2 – Representação esquemática do sistema de lodos ativados com aeração prolongada.



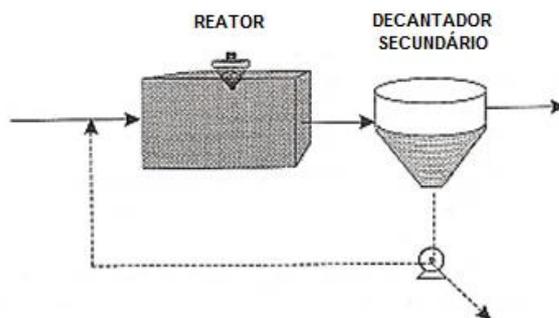
Fonte: PELETEIRO e ALMEIDA, 2014.

### 3.2.3. Lodos ativados de fluxo contínuo

Neste tipo de sistema, pelo menos duas unidades básicas são necessárias, o reator aeróbio e o decantador secundário, que são constantemente alimentados com os esgotos a serem tratados e liberam de forma ininterrupta o efluente tratado. Tem-se o esgoto sempre entrando e saindo do reator. No sistema de lodos ativados de fluxo contínuo a manutenção da biomassa ativa no sistema se dá pela recirculação do lodo sedimentado no decantador secundário para o reator aeróbio.

O fluxograma do processo do sistema de lodos ativados de fluxo contínuo pode ser compreendido a partir da Figura 3, onde se visualiza o reator, o decantador secundário e a recirculação do lodo sedimentado.

Figura 3 – Representação esquemática do sistema de lodos ativados de fluxo contínuo.



Fonte: VON SPERLING, 2002.

### **3.2.4. Lodos ativados de fluxo intermitente (Reator sequencial em bateladas - RSB)**

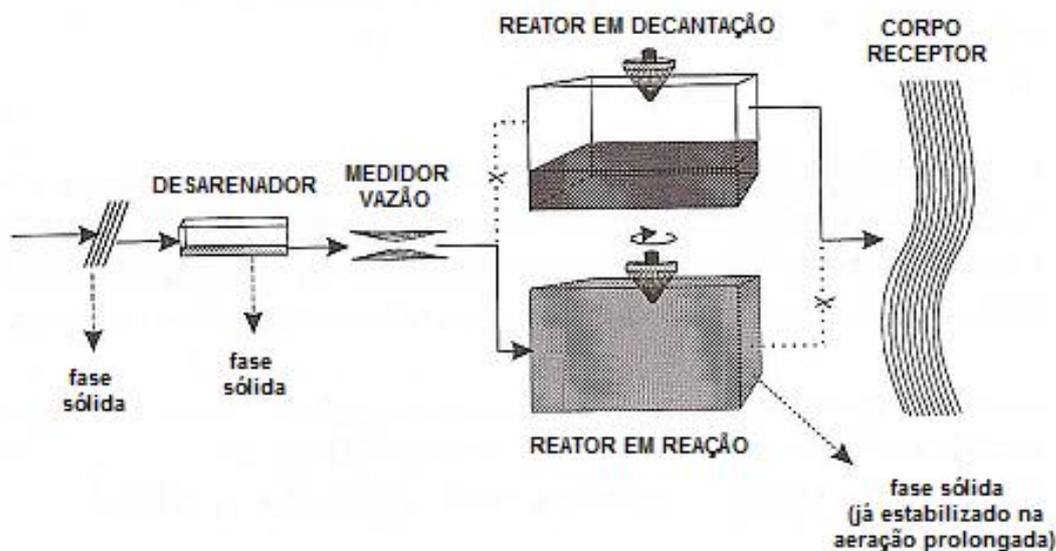
Inventado por Arden e Lockett, o RSB era chamado à época de Fill and Draw, sistema de encher e descartar, e requeria uma elevada mão de obra para sua operação. Em função das limitações técnicas na época da invenção do processo de lodos ativados para estabelecer a automação do ciclo operacional do RSB, o sistema ficou em desuso por um longo período, retornando atualmente com os avanços tecnológicos. O uso de reatores RSB tem se mostrado como uma boa alternativa quando comparados aos sistemas convencionais, devido a sua praticidade tanto em termos de instalação como de flexibilidade de operação (MAHVI, 2008).

No reator sequencial em bateladas, todas as unidades, os processos e as operações ocorrem em um único tanque. Segundo Medeiros (2005), a característica principal dos RSB é sua operação cíclica dentro de um único reator, executando no tempo o que um tratamento por fluxo contínuo realiza no espaço físico. Ao contrário do sistema de fluxo contínuo, no RSB não ocorre a recirculação do lodo, pois a biomassa permanece por todo o tempo dentro do reator, à exceção da parcela descartada. Dessa forma, são eliminados os decantadores separados e as elevatórias de recirculação do lodo.

Em sistemas que recebem esgotos de forma contínua há a necessidade de se ter pelo menos 2 reatores, operando em paralelo, então quando um dos reatores estiver no ciclo de decantação, não recebendo esgotos, o outro reator se encontrará no ciclo de enchimento.

O fluxograma do processo do sistema de lodos ativados de fluxo intermitente pode ser compreendido a partir da Figura 4, onde se visualiza apenas os reatores (operando em ciclos diferentes) e a inexistência de decantadores primário e secundário e de digestor.

Figura 4 – Representação esquemática do sistema de lodos ativados de fluxo intermitente.



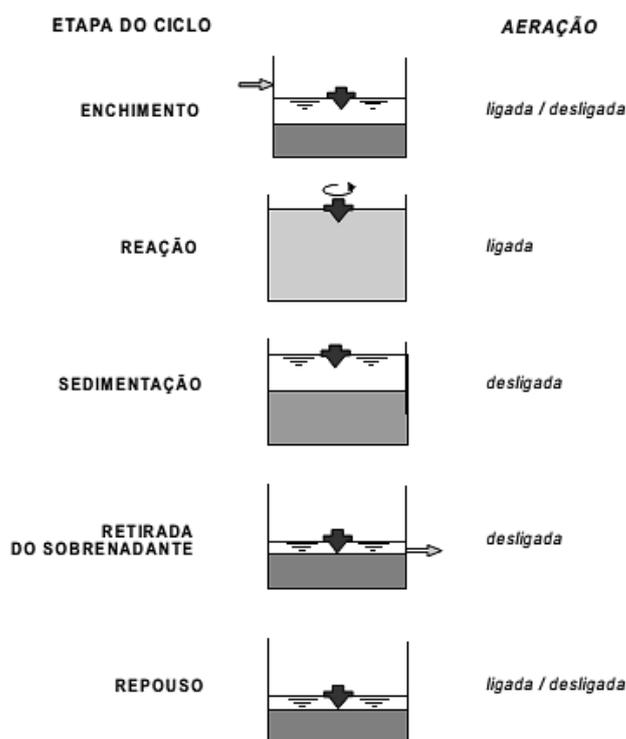
Fonte: VON SPERLING, 2002.

Os ciclos de operação possuem durações definidas e são estabelecidos em função do tipo de tratamento a ser realizado, variações na vazão afluente, características do esgoto e da biomassa no sistema. Esta flexibilidade das etapas de um ciclo permite o estabelecimento de condições que promovam a remoção biológica de nutrientes.

O ciclo operacional típico de um RSB, segundo Yano (2012) é: enchimento, reação, sedimentação, retirada do sobrenadante (descarte do efluente tratado) e repouso (Figura 5).

A fase de enchimento corresponde ao período de alimentação do reator, tornando o substrato disponível para a atividade da biomassa bacteriana. O ciclo de enchimento pode ser controlado por bóias ou temporizadores. A etapa de reação pode compreender mistura, aeração ou ambos. A duração desta etapa pode ser controlada por temporizadores, pelo nível do líquido ou pelo grau de tratamento, através do monitoramento do reator.

Figura 5 – Ciclos do processo de operação intermitente.



Fonte: VON SPERLING, 2001.

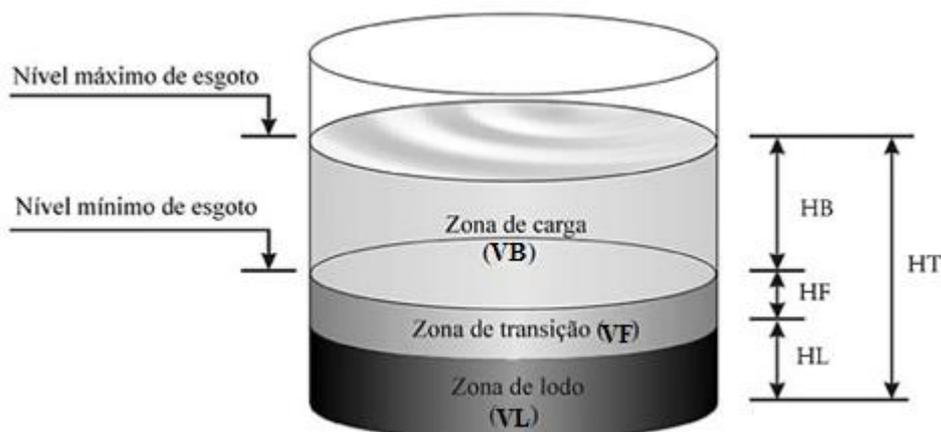
Na sedimentação, a mistura e/ou aeração são desligadas, permitindo a separação sólido/líquido, análoga à operação de um decantador secundário. A biomassa é sedimentada no fundo do reator e o efluente torna-se clarificado. A retirada do sobrenadante ou descarte corresponde à retirada do efluente clarificado. A fase de repouso ou descanso não é obrigatória.

A tecnologia do RSB oferece maior flexibilidade do processo, no qual se consegue o ajuste do tempo dos ciclos, tudo podendo ser programado através de um controlador automático do sistema (FDZ-POLANCO et al., 2001), isto torna os RSB bastante simplificados para o equacionamento de problemas provenientes de grandes variações de carga.

Como o reator RSB tem operação cíclica, e em cada ciclo ele funciona inicialmente como tanque de aeração e depois como decantador final, ele possui uma divisão em duas partes superpostas, a superior e a inferior. A parte superior, conhecida como zona de carga, é alternadamente enchida e esvaziada, enquanto

que a parte inferior, dita zona de lodo, tem o acúmulo do lodo após completada a fase de sedimentação, uma vez decorrido o tempo do ciclo. A Figura 6 apresenta estas zonas de carga, de lodo e também a zona de transição.

Figura 6 – Representação esquemática do reator em bateladas.



HT = altura útil total do reator; HB = altura da zona de carga;  
 HF = altura da zona de transição; HL = altura da zona de lodo;  
 VB = volume da zona de carga; VF = volume da zona de transição;  
 VL = volume da zona de lodo;

Fonte: SANTOS, BARBOSA FILHO e GIORDANO, 2006.

Neste contexto, para que o reator seja eficaz, ele precisa atuar adequadamente como tanque de aeração e como decantador final. Operando na função de tanque de aeração é necessário que o suprimento de oxigênio se encontre satisfatório, na faixa de 1 a 2 mg.L<sup>-1</sup> (CASEY, 1993), e que a massa de microrganismos seja suficiente para metabolizar a matéria orgânica. Para garantir essa quantidade de biomassa é necessário o bom desempenho como decantador final, que será alcançado pela adoção de um tempo ótimo de sedimentação e uma ideal altura da zona de carga.

### 3.3. MICRORGANISMOS NO TRATAMENTO POR LODOS ATIVADOS

A compreensão do papel dos microrganismos no tratamento de esgotos é essencial para a otimização do projeto e a operação dos sistemas de tratamento biológico. No caso do sistema lodos ativados, o ambiente apresenta características específicas, como turbulência e turbidez, provocadas pela aeração forçada e pelos sólidos em suspensão. Em decorrência destas peculiaridades, os microrganismos

presentes diferem de um meio natural, verificando-se apenas a microfauna. A turbulência não permite o desenvolvimento de organismos maiores e a ausência de luz provocada pela elevada turbidez não permite o desenvolvimento de algas.

Ramos (2014) afirma que a comunidade microbiana que compõe os flocos biológicos nos lodos ativados é bastante diversa, formada por bactérias, protozoários, pequenos metazoários e outros organismos. Esta massa biológica presente nos lodos ativados é denominada microfauna.

A microfauna pode ser dividida em decompositores e consumidores, os decompositores são as bactérias e os fungos, que metabolizam a matéria orgânica dissolvida no esgoto, enquanto que os consumidores são os protozoários e micrometazoários, que se alimentam das bactérias e outros organismos. Segundo Brasil (2010), os protozoários e os rotíferos promovem o polimento do efluente final.

Os microrganismos (bactérias, protozoários, fungos e micrometazoários), encontram no sistema de lodos ativados condições propícias ao seu desenvolvimento, alimento (substrato) e concentração de oxigênio dissolvido, além de nutrientes, temperatura e pH adequados a sua reprodução. Segundo Bitton (2005), a conservação dessa biomassa em forma de flocos é essencial para obtenção de um efluente final clarificado.

No sistema de lodos ativados estes microrganismos se agrupam formando flocos biológicos sobre os sólidos em suspensão, flocos estes que possuem ainda a propriedade de separação do meio líquido por simples mecanismos físicos de sedimentação, contribuindo assim para um efluente final clarificado.

### 3.4. INTUMESCIMENTO DO LODO

O intumescimento do lodo é comum em sistemas do tipo lodos ativados e pode ser caracterizado quando ocorre uma sedimentação lenta e o lodo apresenta-se pouco compacto. Segundo Metcalf e Eddy (2003), as causas mais comuns de intumescimento estão relacionadas às características físicas e químicas dos esgotos, às limitações da estação de tratamento e à operação do sistema.

Neste contexto é possível compreender o intumescimento a partir da análise da Figura 7, que identifica as interfaces existentes entre a sedimentabilidade, as características do floco, a composição dos esgotos e a operação da ETE.

Figura 7 – Fatores que afetam as características do floco.



Fonte: Adaptado de JIN et al., 2003.

As características do floco referentes à morfologia (tamanho, filamentos, estrutura) e a composição (bactérias, filamentosas, protozoários) decorrentes da composição dos esgotos (microrganismos presentes, quantidade de sólidos) e das condições operacionais da ETE (ciclos de aeração, idade do lodo), determinam a ocorrência do intumescimento.

Sendo o intumescimento do lodo um problema relacionado à sedimentabilidade, que segundo Madoni et al. (2000) tem relevante ocorrência em ETE do tipo lodos ativados, a realização de testes como o da velocidade de sedimentação zonal (VSZ) e o do índice volumétrico de lodo (IVL) são essenciais para identificação do intumescimento, bem como necessários ao aperfeiçoamento do desempenho, operação e monitoramento de estações de tratamento de esgotos.

### 3.5. SEDIMENTABILIDADE

A sedimentabilidade do lodo interfere na qualidade do efluente, portanto, o processo de sedimentação representa uma etapa fundamental no tratamento dos esgotos. Este processo consiste na separação, por gravidade, das partículas suspensas de maior peso presentes no esgoto. Em processos de lodos ativados, os sólidos em suspensão – sendo a maioria de natureza biológica – devem ser eficientemente separados do efluente tratado.

São reconhecidos três tipos de sedimentação, determinados pela natureza dos sólidos suspensos (JORDÃO; PESSÔA, 2014) e pela concentração com que os sólidos se encontram na suspensão: a sedimentação discreta, a sedimentação floculenta e a sedimentação zonal.

A sedimentação discreta é aquela em que as partículas sedimentam de forma individual, sem a formação de flocos; a sedimentação floculenta como o próprio nome sugere, corresponde a formação de flocos e sua sedimentação.

A sedimentação zonal ocorre porque as partículas sólidas em suspensão possuem concentração muito elevada e propriedades físicas bem semelhantes, esta sedimentação se dá como uma manta. É a que ocorre na fase de sedimentação em um reator em bateladas. Quando há a formação de uma matriz de flocos interligados que sedimentam com a mesma velocidade, conhecida como velocidade de sedimentação em zona. Esta sedimentação ocorre pela ação das forças que agem sobre o conjunto de flocos interligados e não sobre cada floco individualmente. De acordo com Van Haandel e Marais (1999) para que haja sedimentação em zona, a concentração mínima dos sólidos suspensos no licor misto deve ser entre 500 e 1.000 mg/L, sendo que abaixo deste valor os flocos tendem a sedimentar individualmente.

Na sedimentação zonal, tem-se por resultado ser a velocidade de sedimentação da camada tanto menor quanto maior for sua concentração de sólidos.

Um fator determinante no processo de sedimentação do lodo são as características morfológicas dos flocos. Segundo Jiwani et al. (1997), vários são os fatores que influenciam o tamanho e a estrutura dos flocos de sistemas de lodos ativados: a idade do lodo, a concentração de nutrientes no esgoto, a intensidade da mistura no tanque de aeração, a concentração de OD e o tempo de detenção hidráulica (TDH).

Estudos realizados por Wilén e Balmér (1999), Li e Ganczarczyk (1993) e Starkey e Karr (1984) indicaram que baixas concentrações de OD produzem um lodo ativado com propriedades de adensamento e sedimentação pobres e um efluente mais turvo. (HIGA, 2005).

### **3.5.1. Métodos de avaliação da sedimentabilidade**

O conhecimento de parâmetros caracterizadores da sedimentabilidade do lodo é uma ferramenta importante tanto para o dimensionamento quanto para o

controle de estações de tratamento de esgotos – ETE, propiciando o desenvolvimento de projetos mais econômicos e promovendo a otimização de ETE.

Para a determinação das condições de sedimentabilidade do lodo pode-se realizar testes de sedimentação como o da velocidade de sedimentação zonal (VSZ) e o índice volumétrico de lodo (IVL).

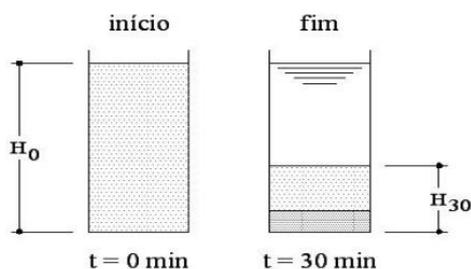
a) Índice Volumétrico do Lodo – IVL

O índice volumétrico do lodo expressa o estado de sedimentabilidade do lodo e é de grande relevância nas plantas de tratamento por lodos ativados, já que um lodo com boa sedimentação é fundamental para clarificação do efluente final.

De acordo com Van Haandel e Marais (1999) e Von Sperling (2002), o teste do índice Volumétrico do Lodo (IVL) apresenta-se, como uma boa opção em estações de tratamento de esgotos, quando são necessários procedimentos para avaliar e quantificar a sedimentabilidade do lodo.

O IVL, também conhecido como índice de Mohlman (Figura 8), tem como objetivo quantificar o volume em mililitros que é ocupado por um grama de sólidos em suspensão, após sedimentação por 30 minutos e indicar qualitativamente as condições de sedimentabilidade do lodo em perfeita (menos de 50 mL/g), muito boa (50 – 100 mL/g), tolerável (100 – 200 mL/g), má (200 – 400 mL/g) e praticamente impossível (mais de 400 mL/g) (JORDÃO; PESSÔA, 2014). Quanto menor for o IVL, melhor sedimentabilidade terá o lodo.

Figura 8 – Esquema da realização do teste de IVL.



Fonte: VON SPERLING, 2002.

Apesar de sua simplicidade e grande aplicabilidade, o teste do IVL possui algumas interferências relacionadas às características do lodo, como no caso de

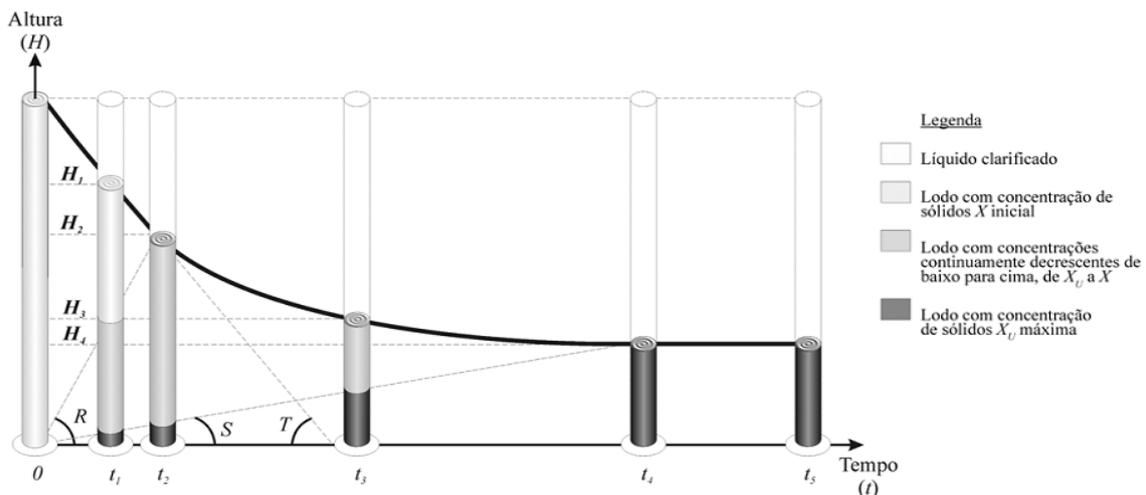
lodos com alta concentração ou com problema de *bulking*. (JORDÃO et al., 1997). Diante disto, pode-se utilizar o teste de velocidade de sedimentação zonal (VSZ), embora seja mais trabalhoso.

#### b) Velocidade de Sedimentação Zonal – VSZ

“Esse parâmetro é definido pela velocidade com que as partículas em suspensão sedimentam, quando a velocidade de deslocamento da interface formada entre as partículas e o líquido clarificado se apresenta constante” (SANTOS, 1984).

Segundo Ramalho (1977), em intervalos de tempo deve-se fazer a leitura da sedimentação do lodo para seu lançamento em um gráfico (altura x tempo das leituras). A tangente de maior inclinação à curva traçada determina o valor de VSZ (Figura 9).

Figura 9 – Curva altura interface clarificado/lodo x tempo.



Fonte: SANTOS; BARBOSA FILHO e GIORDANO, 2005.

Metcalf e Eddy (2003) referindo-se ao teste VSZ comentam que devido à alta concentração das partículas, o líquido tende a deslocar-se ascensionalmente através dos interstícios das partículas contidas na suspensão. Como resultado, as partículas tendem a sedimentar como uma “manta”, mantendo a mesma posição relativa com relação a outra. Na medida em que as partículas sedimentam, uma camada com menor concentração é produzida acima desta região.

O fenômeno se assemelha à passagem de um fluido através de um leito filtrante granular, no qual a resistência ao deslocamento do fluido é função da proximidade entre os grãos constituintes do leito (SANTOS; BARBOSA FILHO e GIORDANO, 2005).

Este teste, na visão de Van Haandel e Marais (1999) não é muito adequado para uso rotineiro nas estações de tratamento de esgotos por ser um tanto tedioso, mas é uma opção quando deseja-se evitar as interferências ocorridas com o IVL.

Santos et al. (2014), em seus estudos, determinaram a sedimentação através dos testes VSZ e IVL, comparando os resultados obtidos utilizando a interpretação do IVL citada por cada autor: Van Haandel e Marais (1999), Sperling (2012), Jordão e Pessoa (2011) e Froés (1996), e concluíram que a teoria de IVL mais indicada é a de Van Haandel e Marais (1999), que apresentou resultados mais semelhantes ao teste de VSZ. Contudo, todos os resultados aproximaram-se em termos de qualificação dos lodos, confirmando que a utilização do teste de IVL continua sendo bastante importante quando não se pode realizar o teste da VSZ.

### **3.5.2. Problemas relacionados à sedimentabilidade**

Os dois principais problemas responsáveis pela produção de lodo com más características de sedimentabilidade são o intumescimento do lodo (estudado anteriormente) e a formação de espuma.

#### **a) Formação de espuma**

A formação de espuma no sistema de lodos ativados, têm sido atribuída à presença de bactérias específicas, que retêm gás nos flocos de maneira que estes tendem a flotar.

Van Haandel e Marais (1999) explicam que a espuma se apresenta como uma espuma nos reatores aeróbios. Esta espuma pode originar sérios problemas de operação do sistema – redução da eficiência de transferência de oxigênio pelos aeradores de superfície e da eficiência do tratamento quando a espuma apresenta uma fração considerável de lodo ativado.

De acordo com Jordão e Pessoa (2014) são as bactérias filamentosas em conjunto com quantidades significativas de sólidos que acarretam a geração de

escuma de forma excessiva tanto na área superficial quanto em espessura em tanques de aeração, afetando a eficiência do sistema devido à má distribuição e/ou insuficiência de oxigênio além de sobrecargas na estação.

### 3.6. ANÁLISE DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

A compreensão da remoção da matéria orgânica é de fundamental importância no projeto e no desempenho de sistemas de tratamento biológico de esgotos. A matéria orgânica carbonácea presente nos esgotos, segundo Von Sperling (1996), pode ser classificada quanto à forma e tamanho, em suspensão (particulada), dissolvida (solúvel) e coloidal, e também quanto à biodegradabilidade, inerte (não biodegradável) e biodegradável.

A matéria orgânica inerte não muda a sua forma ao passar pelo tratamento e se subdivide em solúvel (que não sofre transformações deixando o sistema na mesma concentração com que entrou) e particulada (que é envolvida pela biomassa, sendo removida juntamente com o lodo de excesso) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

O processo de remoção de matéria orgânica carbonácea dos esgotos fundamenta-se na existência de um alimento afluente (substrato) fornecido aos microrganismos que o metabolizam, ou seja, incorporam parte do material biodegradável, enquanto que o resto é oxidado a compostos mais simples.

A concentração de substrato pode ser representada indiretamente através da medição do consumo de oxigênio, pelo teste da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e pela demanda química de oxigênio (DQO). Nos processos aeróbios, é fundamental o adequado fornecimento de oxigênio para que os microrganismos possam realizar os processos metabólicos conduzindo à estabilização da matéria orgânica.

#### 3.6.1. Fatores que afetam a remoção de carbono

Alguns fatores ambientais influenciam na remoção de matéria orgânica, reduzindo-a ou otimizando-a. Entre estes fatores destacam-se a temperatura, o oxigênio dissolvido, o pH e os nutrientes.

A temperatura, além de ter efeito direto sobre o crescimento bacteriano, também influencia as taxas de transferência de oxigênio. No entanto, segundo Eckenfelder e Grau (1992), sistemas com elevadas idades do lodo não sofrem grande influência da temperatura.

A presença de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, são importantes para a adequada remoção do material orgânico, o que não se caracteriza como problema nos esgotos domésticos, pois os mesmos se encontram em abundância.

A concentração de oxigênio dissolvido deve ser suficiente para a oxidação biológica da matéria orgânica. Para esta finalidade, normalmente, a concentração de OD no tanque de aeração é mantida entre 1 a 2 mg.L<sup>-1</sup> (CASEY, 1993).

Com relação ao parâmetro pH, este exerce forte influência sobre os microrganismos envolvidos no tratamento, podendo afetar diretamente os processos de remoção carbonácea.

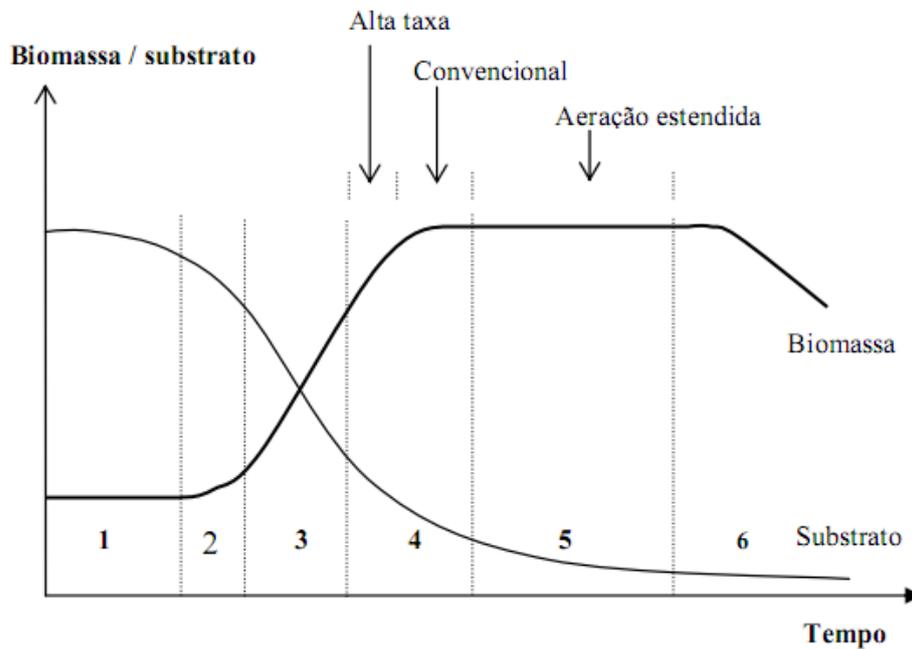
### **3.6.2. Cinética do crescimento microbiano e da utilização do substrato**

A remoção de matéria orgânica facilmente biodegradável, quando em contato com o lodo ativado, ocorre de maneiras distintas para cada uma das suas parcelas, a coloidal, a suspensa e a solúvel. A parcela coloidal é parcialmente adsorvida e presa pelo floco, a parcela suspensa é capturada no floco biológico, enquanto que a parcela solúvel é “sorvida” pelo floco para ser estabilizada (ECKENFELDER e MUSTERMAN, 1995). A Figura 10 apresenta uma curva de crescimento bacteriano típica, juntamente com o perfil de concentração do substrato remanescente, sendo possível identificar seis fases distintas (1 – aclimatação ou LAG, 2 – aceleração, 3 – crescimento exponencial ou logarítmico, 4 – desaceleração, 5 – estacionária e 6 – endógena).

A fase LAG é caracterizada por um período de adaptação dos microrganismos, por isso a velocidade de crescimento é nula. A fase exponencial é a fase em que a alta disponibilidade de alimentos e a adaptação dos microrganismos ao meio levam a uma taxa de crescimento acelerada e constante. A fase estacionária é caracterizada por um decréscimo na taxa de crescimento (que se torna nula), pois a quantidade de alimentos está terminando e há alta concentração de produtos tóxicos formados pelo metabolismo dos microrganismos. A fase endógena é caracterizada por processos de auto-oxidação, em que o esgotamento

de reservas nutritivas faz com que os microrganismos metabolizem seu próprio material celular (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Figura 10 – Curva de crescimento bacteriano e absorção de substrato.



Fonte: Adaptado de ORHON e ARTAN, 1994.

O conhecimento da cinética de utilização do substrato é um parâmetro importante para a verificação da capacidade dos microrganismos de metabolizar a matéria orgânica presente no esgoto, ou seja, determinar a tratabilidade do efluente, bem como, para se projetar e operar uma estação de tratamento de esgotos.

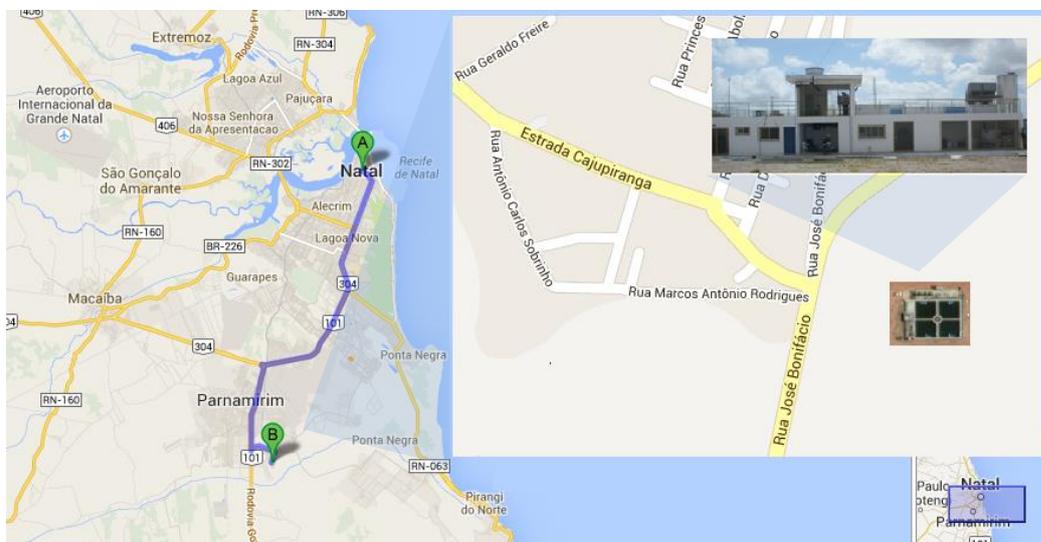
## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ETE LIBERDADE

A Estação de Tratamento de Efluentes Liberdade (ETE Liberdade), operada pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte – CAERN, recebe os esgotos do bairro da Liberdade, da cidade de Parnamirim/RN (Figura 11), que são coletados em uma rede tipo condominial, e direcionados a ETE através de bombeamento.

O sistema de tratamento, com início de operação em 2012, foi projetado para atender uma demanda de 13.990 habitantes e uma vazão média de 1.928 m<sup>3</sup>/dia.

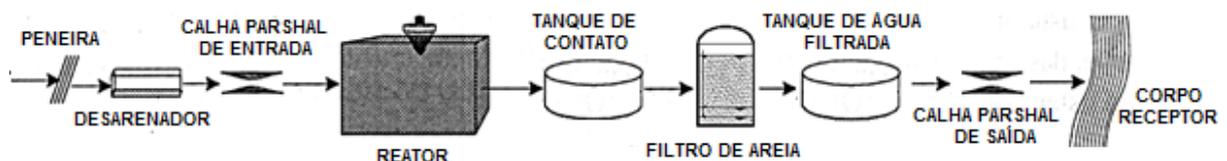
Figura 11 – Localização da Estação de Tratamento de Esgotos da Liberdade – Parnamirim/RN



Fonte: Adaptado de Apolo 11, 2015.

A Figura 12 apresenta o esquema com as unidades do sistema de tratamento de esgotos da ETE Liberdade.

Figura 12 – Esquema das unidades de tratamento de esgoto da ETE Liberdade.



O esgoto bruto chega a ETE inicialmente conduzidos a uma caixa de chegada que distribui o fluxo de entrada para duas peneiras hidrostáticas dotada de uma tela de retenção. Trata-se de uma estrutura em aço inox que sustenta uma tela que permite a retenção de todos os sólidos de dimensões superiores a 3 mm, presentes nos esgotos sanitários. Os sólidos retidos pela tela de aço escorregam para uma coifa inclinada, caindo em seguida para o piso inferior, onde se encontra um tambor (ou saco) de coleta.

Após a retenção dos sólidos a fração líquida dos esgotos é encaminhada para caixa de areia, onde se dará a separação de partículas de origem mineral. Os esgotos desaguarão num desarenador que consiste num tanque de duplo canal onde a areia sedimentada no fundo será esporadicamente retirada de forma manual e depositada em tambores para posterior envio a aterro sanitário. A velocidade ideal na caixa de areia é alcançada com o auxílio de uma calha parshal instalada a jusante da mesma.

Após a passagem pela caixa de areia, encerra-se a chamada etapa de tratamento preliminar e os esgotos são então encaminhados para a etapa do tratamento biológico constituída por quatro tanques de aeração operando segundo o processo de Lodos Ativados por Batelada.

O oxigênio que as bactérias necessitam é suprido por meio de aeração mecânica, um conjunto de quatro (04) aeradores de superfície, instalado em seu respectivo tanque de aeração.

Cada um dos Tanques de Aeração tem funcionamento independente, porém a lógica de abertura e fechamento das válvulas de entrada e saída obedecem a uma programação da configuração dos ciclos dos reatores, contida no CLP (Controlador Lógico Programável) do quadro de comando.

Todo o efluente tratado que deixa os tanques de aeração durante os ciclos de descarga, é encaminhado ao tanque de contato. O tanque de contato é dotado de um misturador submersível.

Todo o efluente que deixa os tanques de aeração durante os ciclos de descarga é armazenado no tanque de contato e então submetido à dosagem de uma solução de hipoclorito de sódio. Do tanque de contato, o efluente já desinfetado, é bombeado para os filtros de areia.

Em função de uma exigência dos órgãos ambientais no sentido de se causar o menor impacto possível com o lançamento dos esgotos no Riacho Água Vermelha,

mesmo depois de tratados, foi incorporada ao sistema de lodo ativado uma etapa terciária de tratamento, composta neste caso por uma bateria de quatro (04) filtros de antracito-areia operando em paralelo.

Os filtros de areia são do tipo fechado, pressurizado e de fluxo descendente, têm a função de remover sólidos em suspensão ainda presentes nos esgotos após a etapa biológica do tratamento. Na sequência, o esgoto tratado, é encaminhado para o tanque de água filtrada.

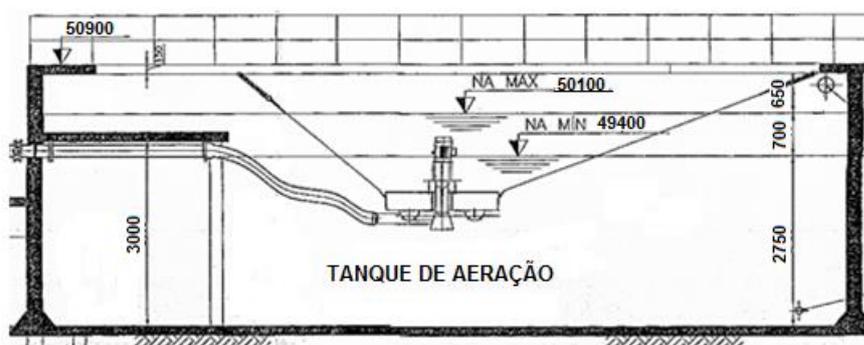
Os filtros de areia, quando saturados, são submetidos a uma lavagem em contracorrente (contralavagem), utilizando a própria água filtrada lançada de baixo para cima, para remover os sólidos que foram retidos durante o processo regular de filtração. Toda a água de contralavagem que deixa um filtro será encaminhada de volta para o tratamento biológico.

Todo efluente que foi submetida à filtração terciária será inicialmente armazenado no tanque de água filtrada. Quando a quantidade de água contida no tanque de água filtrada estiver muito alta, o efluente será encaminhado, através de um extravasor, para a calha parshall de saída e lançado no corpo receptor.

A ETE Liberdade é composta por reatores sequenciais em bateladas, dimensionados como lodos ativados do tipo aeração prolongada, com idade de lodo de 37 dias.

As dimensões de cada reator são 13,00 x 13,00m, sua altura mínima (descarga) 2,75m e a altura máxima (extravasor) 3,45m (Figura 13). Dessa forma cada tanque de aeração apresenta volume máximo de enchimento de 583,05 m<sup>3</sup> e mínimo de 464,75 m<sup>3</sup>, o que significa que por ciclo podem ser tratados, no máximo, 118,30 m<sup>3</sup> de esgoto por reator.

Figura 13 – Detalhe do tanque de aeração da ETE Liberdade.

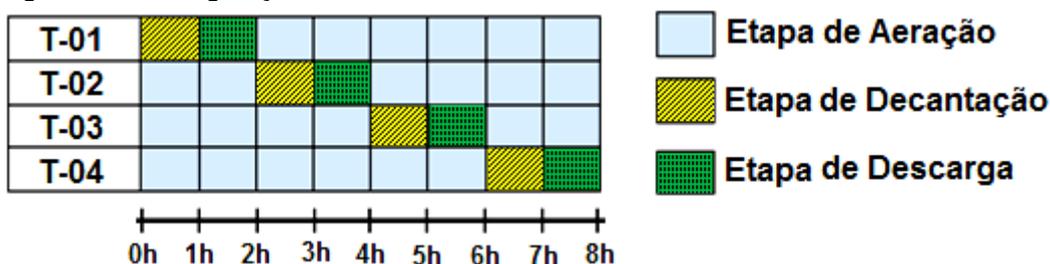


Fonte: CAERN, 2014.

Pela automação, o reator pode operar em diferentes números de ciclos por dia. No período da pesquisa, ele operou com 3 ciclos por dia, de 8 h/dia. No caso de mais fluxo, por exemplo, nos dias com muita chuva, o tempo do ciclo pode ser reduzido automaticamente, garantindo assim um tratamento contínuo para qualquer vazão. Essa flexibilidade de operação confirma uma das vantagens mais importantes de reatores RSB.

Cada ciclo apresentava 6 horas de enchimento intermitente e aeração simultânea, 1 hora de decantação e 1 hora de descarga do efluente tratado, conforme Figura 14.

Figura 14 – Configuração do ciclo dos reatores da ETE Liberdade.



Cada um dos quatro tanques de aeração possui um aerador de superfície tipo flutuante, de 25CV, que garante a aeração, promove a mistura de lodo ativado no reator e ainda efetua o escoamento do clarificado. A retirada do efluente tratado ocorre por meio de um dispositivo do próprio aerador, garantindo que a qualquer momento, sempre se está coletando clarificado próximo à superfície, onde o líquido está com menor concentração de sólidos em suspensão.

#### 4.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O Quadro 1 ilustra uma visão geral de todas as análises executadas em cada uma das fases da pesquisa.

Quadro 1 – Fases da pesquisa.

FASE I Escala Real	FASE II Escala de Bancada
Avaliação de desempenho das etapas de tratamento da ETE: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Reator Lodos Ativados;</li> <li>• Efluente Decantado;</li> <li>• Efluente Final.</li> </ul>	Análise da Remoção de Matéria Orgânica
Análise da Sedimentabilidade (IVL)	Análise da Sedimentabilidade (VSZ)

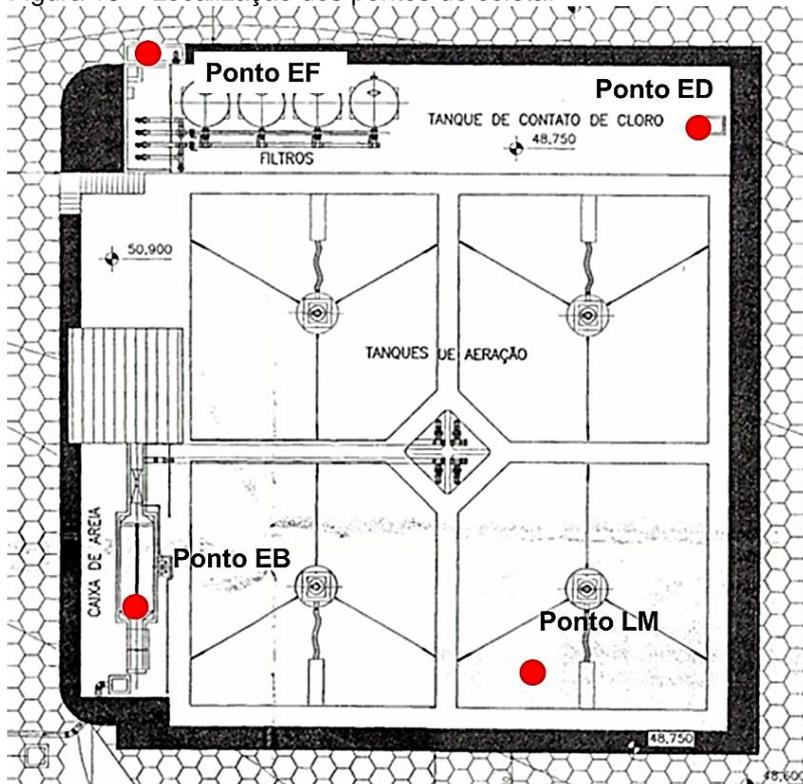
#### 4.2.1. FASE I – Avaliação da Eficiência das Etapas de Tratamento da ETE Liberdade.

Na Fase I, foi realizada a avaliação de desempenho das etapas de tratamento da ETE, através do monitoramento de rotina, no período de agosto a dezembro de 2014, quando foram analisadas variáveis físico-químicas (Quadro 3). Para isso foram feitas coletas e medições durante um ciclo de tratamento.

Além da avaliação de desempenho do sistema de tratamento, foi realizada a análise da remoção de matéria orgânica e a sedimentabilidade, através do índice volumétrico do lodo - IVL.

As coletas realizadas na ETE Liberdade compreenderam o esgoto bruto afluente (EB), o licor misto do reator (LM), efluente decantado (ED) e o efluente final após filtração (EF). As mesmas foram realizadas semanalmente, iniciando no período da manhã, em quatro pontos de coleta distintos (Figura 15).

Figura 15 – Localização dos pontos de coleta.



Fonte: Adaptado de CAERN, 2014.

Ponto EB – Coletas do esgoto bruto afluente diretamente na canaleta de saída das peneiras hidrostáticas na caixa de areia.

Ponto LM – Coleta do licor misto dentro do tanque de aeração durante o período de reação.

Ponto ED – Coleta do sobrenadante na chegada do tanque de contato.

Ponto EF – Coleta do efluente final após filtração, na calha parshall de saída.

As variáveis Temperatura, pH e O.D. foram medidas na própria ETE, através de sonda, nos quatro pontos de coleta. Para as demais variáveis (DBO<sub>5</sub> filtrada e não filtrada; DQO filtrada e não filtrada; SST; SSF, SSV e IVL), procedeu-se a coleta do material, que foi analisado posteriormente em laboratório. O Quadro 2 apresenta resumo das variáveis que foram analisadas:

Quadro 2 – Variáveis físico-químicas

Ponto de Coleta	Amostra	Variáveis
Canaleta de saída das peneiras hidrostáticas – EB	Esgoto bruto (01 coleta, amostra simples)	Temperatura
		pH
		O.D.
		DBO <sub>5</sub> filtrada e não filtrada
		DQO filtrada e não filtrada
		SST
		SSF
Tanque de aeração – LM	Líquor (07 coletas – em cada hora de aeração iniciando no tempo zero, amostra simples)	Temperatura
		pH
		O.D.
		DBO filtrada
		DQO filtrada
		SST
		SSF
		SSV
Antecâmara do tanque clarificado – ED	Esgoto antes da desinfecção (01 coleta, amostra simples)	Mesmos parâmetros do Ponto EB
Calha Parshall de saída – EF	Esgoto tratado final após filtração. (01 coleta, amostra simples)	Mesmos parâmetros do Ponto EB

Durante um ciclo de aeração, a cada hora, foram realizadas coletas no licor do reator, totalizando 7 amostras, que foram analisadas individualmente (amostras simples). Todas as amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas individuais com capacidade para 1 litro e mantidas refrigeradas a temperatura menor que 10°C, para realização das análises. O Quadro 3 apresenta as variáveis analisadas para a pesquisa e os métodos utilizados.

Quadro 3 – Variáveis analisadas e métodos utilizados.

<b>VARIÁVEIS</b>	<b>MÉTODOS</b>
<b>Variáveis Físicas</b>	
Temperatura (°C)	Medições por sonda paramétrica
pH	Medições por sonda paramétrica
Sólidos suspensos totais (mg/L)	Gravimétrico – Secagem
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	Gravimétrico – Secagem
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	Gravimétrico – Secagem
<b>Variáveis Químicas</b>	
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Medições por sonda paramétrica
DBO <sub>5</sub> (filtrada e não filtrada) (mg/L)	Diluição – Frascos padrões
DQO (filtrada e não filtrada) (mg/L)	Titulométrico – Digestão por refluxação fechada

Para as medições das variáveis temperatura e oxigênio dissolvido utilizou-se a sonda paramétrica YSI 55 Dissolved Oxygen modelo 55-12FT e para pH o Termo Scientific ORION 3 STAR pH portable.

As técnicas para a determinação dos parâmetros, acima citados, tais como coleta, preservação, armazenamento e análises seguem os procedimentos padrões descritos em APHA (2005).

a) Avaliação da Remoção de matéria orgânica (DBO e DQO)

As coletas de amostras para determinação da DBO filtrada e DQO filtrada, no tanque de aeração, foram feitas no período de aeração, com intervalo de 01 hora, iniciando-se no tempo zero (T0), totalizando assim em cada dia de análise 07 coletas (ciclo de aeração de 6 horas).

b) Análise de sedimentabilidade - Índice volumétrico do lodo (IVL)

Para a determinação da sedimentabilidade do lodo, realizou-se a análise do IVL, que é a relação entre o volume de lodo que sedimenta após 30 minutos em uma proveta graduada de 1.000 mL, e a concentração de sólidos em suspensão nessa amostra.

O índice volumétrico do lodo foi determinado colocando-se em repouso durante 30 minutos, 1000 mL do lodo de concentração de sólidos conhecida, em uma proveta graduada de 1000 mL. Após o período de repouso, procedia-se a leitura da altura da coluna do lodo sedimentado e calculava-se o IVL, através da Equação 1.

Equação 1 – Índice volumétrico do lodo (mL/g).

$$IVL = \frac{V_{30} (mL / L)}{X_{va} (mg / L)} \cdot 1000 (mg / g)$$

Onde,

IVL = Índice volumétrico do lodo (mL/g);

V30 = Volume relativo do lodo sedimentado após 30 minutos do início do teste (mL/L);

Xva = Concentração de sólidos suspensos totais no tanque de aeração (mg/L).

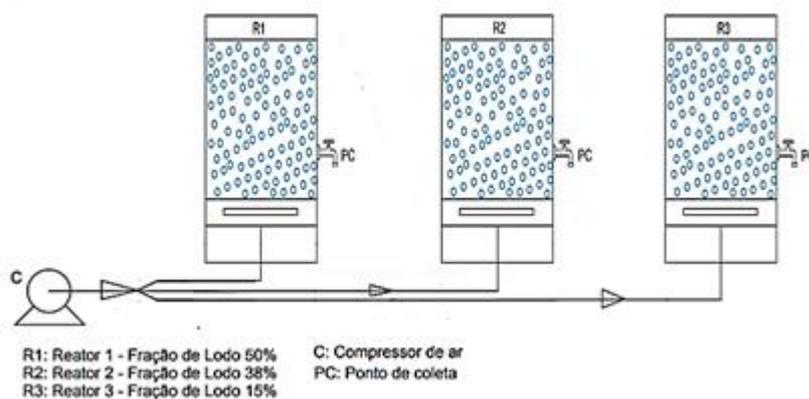
#### 4.2.2. FASE II – Experimentos de Bancada.

Para avaliar a remoção de matéria orgânica e a análise da sedimentabilidade, através da velocidade de sedimentação zonal – VSZ foram montados três reatores (R1, R2, R3), constituídos por colunas em acrílico com volume útil de 4.000 mL, diâmetro interno de 90 mm (Figura 16), providos de sistema de aeração contínua, através de compressores de ar, conforme desenho esquemático (Figura 17). Este sistema foi mantido em sala climatizada à temperatura de 25°C (+/- 1°C).

Figura 16 – Reatores em colunas.



Figura 17 – Esquema dos Reatores em colunas.



Os três reatores foram operados de maneira idêntica, alterando-se, apenas, os volumes de lodo concentrado e esgoto bruto (Tabela 1). O lodo ativado era proveniente dos tanques de aeração da ETE Liberdade, coletado no início do ciclo de aeração e o esgoto bruto coletado na saída da caixa de areia.

As frações de lodo dos reatores de bancada foram definidas em função da concentração de lodo da ETE em estudo, atribuindo valores que representassem uma faixa de variação que contemplasse a relação A/M de máxima eficiência operacional em termo de remoção de matéria orgânica e velocidade de sedimentação.

Tabela 1 – Condições operacionais gerais dos reatores de bancada.

Reator	Volume útil (mL)	Fração de lodo (%)	Volume de esgoto (mL)
R1	4.000	50%	2.000
R2	4.000	38%	2.500
R3	4.000	15%	3.400

Os ciclos de funcionamento dos reatores obedeceram às seguintes operações realizadas sequencialmente:

- **Período de enchimento:** instantâneo, correspondente ao volume de 4.000 mL, com a introdução de aeração;
- **Período de aeração (reação):** 6 horas com introdução de aeração;
- **Período de sedimentação:** 30 minutos, com interrupção da aeração.

Os reatores intermitentes foram operados no período de abril a maio de 2015. Durante esse período, foram analisados: DQO total, DQO filtrada e sólidos suspensos (SST, SSV e SSF), seguindo o mesmo procedimento de análise já destacado no Quadro 3.

a) Avaliação da Remoção de matéria orgânica (DQO)

Para a determinação da DQO Filtrada foram realizadas coletas de amostras em cada um dos 03 reatores (colunas), no período de aeração, com intervalo de 01 hora, iniciando-se no tempo zero T0, totalizando assim em cada dia de análise 07 coletas (ciclo de aeração de 6 horas), mesmo procedimento adotado na ETE Liberdade em escala real. Para a determinação da série de sólidos (SST, SSV e SSF) eram feitas coletas no início do período de análise, de forma a estabelecer as relações Alimento/Microrganismo nas diferentes concentrações.

b) Análise de sedimentabilidade – Velocidade de Sedimentação Zonal (VSZ)

Para análise da sedimentabilidade dos sólidos (velocidade de sedimentação zonal – VSZ) foram realizadas 14 medições, após o ciclo de aeração (06 horas), com aeradores eram desligados, sendo as 10 primeiras com intervalo de 01 minuto e as demais a cada 05 minutos, totalizando 30 minutos. O procedimento utilizado em cada uma das medições foi: a) homogeneização do líquido através de mistura em todo o volume da coluna; b) interrupção da mistura permitindo a sedimentação e c) medição do nível da interface em diversos intervalos de tempo.

#### 4.3. TRATAMENTO DE DADOS

Foi realizada a estatística básica para todos os parâmetros quantificados a fim de se estimar a tendência central dos dados, ou seja, estimaram-se médias aritméticas, mínimos, máximos, desvios padrões e faixas de variação de todos os pontos estudados.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo os dados obtidos nas duas Fases (Fase I - escala real e Fase II - escala de bancada) são apresentados, considerando-se à caracterização físico-química dos esgotos da ETE Liberdade, a análise da remoção de matéria orgânica, à eficiência do sistema, além dos dados de caracterização da sedimentabilidade do lodo (IVL e VSZ).

### 5.1. AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DAS ETAPAS DE TRATAMENTO DO SISTEMA

A Tabela 2 apresenta os valores médios, as faixas de variações (valores máximos e mínimos) e os desvios-padrões das variáveis estudadas na ETE Liberdade.

Tabela 2 - Variáveis de desempenho da ETE Liberdade

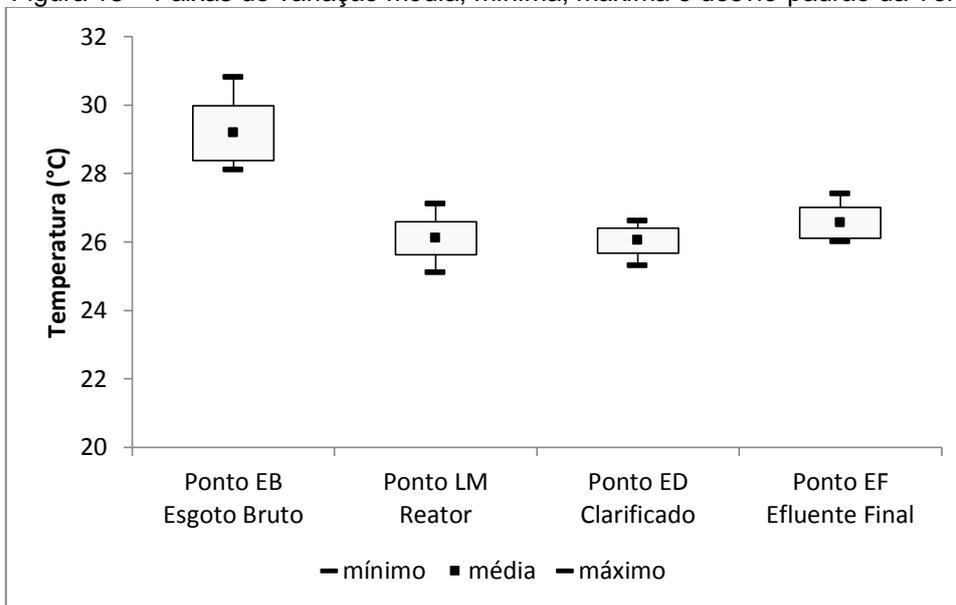
Variáveis	Unidade	Valor Médio	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo
<b>IVL Reator</b>	mL/g	51,9	12,5	34,6	91,0
<b>Temperatura:</b> Ponto EB – E Bruto		29,2	0,8	28,1	30,8
Ponto LM – T de Aeração	°C	26,1	0,5	25,1	27,1
Ponto ED – E Decantado		26,0	0,4	25,3	26,6
Ponto EF – E Final		26,6	0,5	26,0	27,4
<b>OD:</b> Ponto EB		1,3	0,1	1,1	1,5
Ponto LM	mg/L	1,1	0,2	0,6	1,6
Ponto ED		1,3	0,1	1,1	1,5
Ponto EF		1,5	0,1	1,4	1,9
<b>pH:</b> Ponto EB		7,2	0,1	7,0	7,4
Ponto LM	-	3,4	0,2	2,9	3,8
Ponto ED		3,4	0,2	3,1	3,7
Ponto EF		3,4	0,1	3,3	3,6
<b>SST:</b> Ponto EB		315	45	239	434
Ponto LM	mg/L	8.951	702	7.467	11.146
Ponto ED		18	12	7	43
Ponto EF		15	6	8	28
<b>SSF:</b> Ponto EB		45	13	20	72
Ponto LM	mg/L	2.616	377	2.146	4.500
Ponto ED		3	3	0	10
Ponto EF		1	2	0	6
<b>SSV:</b> Ponto EB		270	37	186	362
Ponto LM	mg/L	6.335	648	4.867	8.355
Ponto ED		16	11	5	38
Ponto EF		14	6	8	27
<b>DBO:</b> Ponto EB		433	180	221	875
Ponto ED	mg/L	81	28	49	154
Ponto EF		38	19	19	93
<b>DBO Filtrada:</b> Ponto EB		178	80	59	369
Ponto LM	mg/L	65	39	14	213
Ponto ED		35	23	17	90
Ponto EF		21	12	8	50
<b>DQO Total:</b> Ponto EB		1375	400	774	1869
Ponto ED	mg/L	423	154	297	807
Ponto EF		206	69	140	332
<b>DQO Filtrada:</b> Ponto EB		674	161	511	985
Ponto LM	mg/L	394	162	133	758
Ponto ED		216	130	77	490
Ponto EF		96	40	59	164

### 5.1.1. Temperatura, pH e O.D.

As temperaturas médias de entrada, no reator, no tanque do clarificado e de saída foram respectivamente 29,2°C, 26,1°C, 26°C e 26,6°C, conforme apresenta a Figura 18, encontrando-se dentro da faixa de 20 a 30°C, considerada adequada ao bom funcionamento de um sistema de lodos ativados, segundo os autores Jordão e Pêsoa (2014).

A temperatura tem uma grande influência no metabolismo microbiano, afetando, por conseguinte, as taxas de oxidação da matéria carbonácea. Em termos gerais as taxas da maioria das reações químicas e biológicas aumentam com a temperatura.

Figura 18 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão da Temperatura.



Os valores médios de pH na entrada, no reator, no tanque do clarificado e na saída foram 7,18, 3,35, 3,43 e 3,43, respectivamente (Figura 19). O pH da maioria das amostras apresentou-se fora da faixa adequada ao bom funcionamento do sistema de lodos ativados, segundo a literatura. Eckenfelder e Grau (1992) indicam que o processo de lodo ativado opera efetivamente na faixa de pH de 6,5 a 8,5.

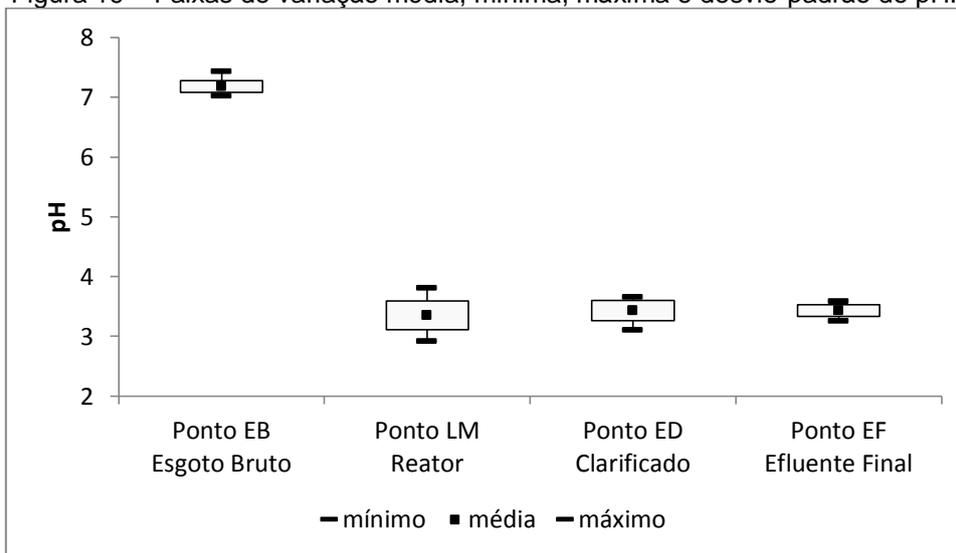
Em sistemas de lodos ativados com temperaturas acima de 24°C o desenvolvimento da nitrificação é praticamente inevitável, se há presença de oxigênio dissolvido.

O pH tende a diminuir devido ao consumo de alcalinidade causada pela nitrificação e pelo aumento da acidez devido a liberação de dióxido de carbono na oxidação de material orgânico.

Os valores encontrados fora da faixa adequada têm como provável causa à baixa descarga do lodo, acarretando baixíssima relação A/M, fazendo com que o tanque de aeração passe a se encontrar criticamente subcarregado. O aumento de idade do lodo pode propiciar uma alta concentração de nitrato no tanque, resultando em um licor misto com baixos valores de pH.

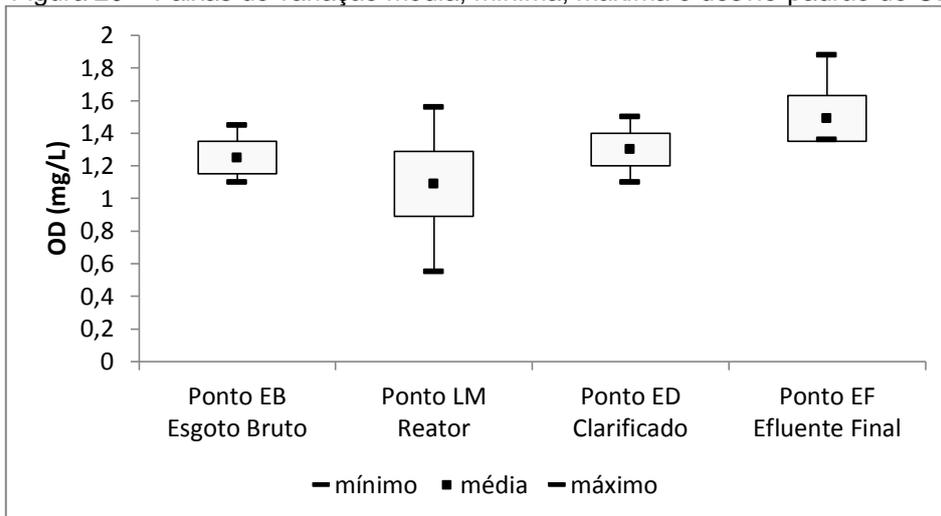
Van Haandel e Marais (1999) afirmaram que para concentrações de alcalinidade total acima de 35 ppm de  $\text{CaCO}_3$  o pH não varia consideravelmente. No entanto, para alcalinidades abaixo dessa concentração há variações do pH com a alcalinidade, podendo acarretar prejuízos à estação de tratamento de efluentes (ETE) caso esse pH atinja valores extremos (muito ácido) danificando a massa biológica responsável pelo tratamento.

Figura 19 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão do pH.



Com relação ao OD pode ser observado na Figura 20, os valores médios de entrada, reator, tanque do clarificado e saída iguais a 1,25, 1,09, 1,30 e 1,49, respectivamente. A maioria das amostras apresentaram OD superior a  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ , demonstrando capacidade de oxidação carbonácea, conforme literatura. Casey (1993) afirma que a concentração de oxigênio tipicamente mantida no processo de lodo ativado, para oxidação carbonácea é de 1 a  $2 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Figura 20 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão do OD.



Observou-se ainda, uma queda no nível de oxigênio nas últimas horas de aeração, levando a valores inferiores a  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ . Com a provável ocorrência da nitrificação, existe uma tendência de demanda de grandes quantidades de oxigênio, pois o oxigênio dissolvido disponível é utilizado concomitantemente pelos organismos heterótrofos responsáveis pela remoção da matéria carbonácea em ambientes aeróbios, e pelos organismos autótrofos nitrificantes.

### 5.1.2. Avaliação de desempenho das etapas de tratamento – Lodos Ativados

#### a) Caracterização da Biomassa

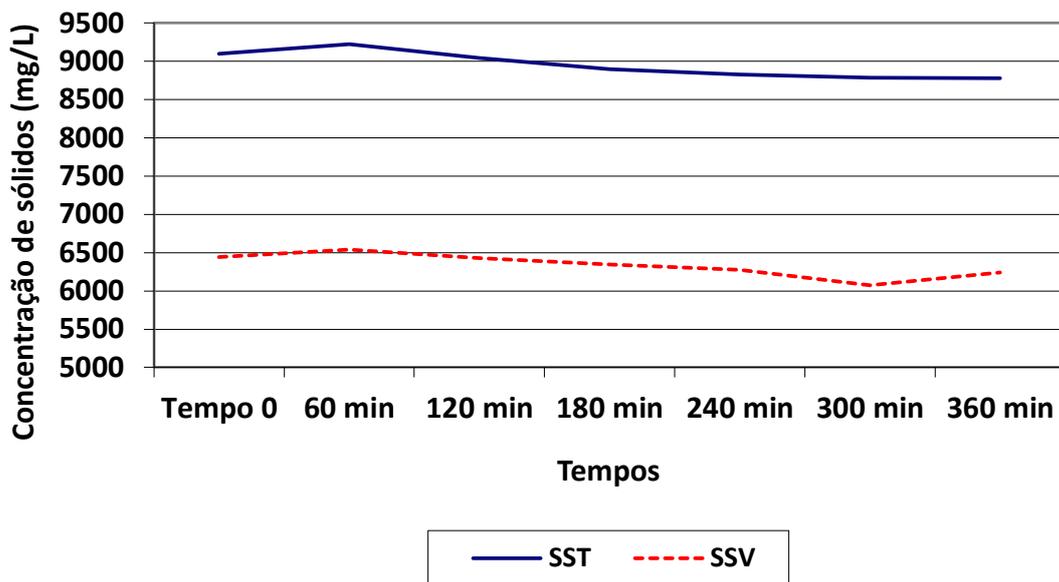
As concentrações de SST no reator variaram de  $7.467$  a  $11.145 \text{ mg.L}^{-1}$  com valor médio de  $8.951 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Com relação a concentração de SSV no reator, os valores mínimo e máximo, respectivamente, são  $4.867 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $8.355 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo o valor médio  $6.335 \text{ mg.L}^{-1}$ , acima da faixa típica de valores de SSV, que é de  $2.500$  a  $4.000 \text{ mg.L}^{-1}$ , para sistema de aeração prolongada segundo Von Sperling (2002).

Segundo Stensel (1991), teoricamente, quanto mais alta a concentração de sólidos em suspensão do licor misto no tanque de aeração, maior é a eficiência do processo, removendo maiores concentrações de DQO.

No perfil de 6 horas, que corresponde ao ciclo de aeração, verificou-se que nos tempos T0 (zero min), T1 (60 min) e T2 (120 min) as concentrações médias dos sólidos SST e SSV apresentaram-se superiores ao valor médio, enquanto nos tempos T3 (180 min), T4 (240 min), T5 (300 min) e T6 (360 min) inferiores, conforme Figura 21.

Figura 21 – Variação da concentração média SST e SSV (mg/L) ao longo do período de aeração.

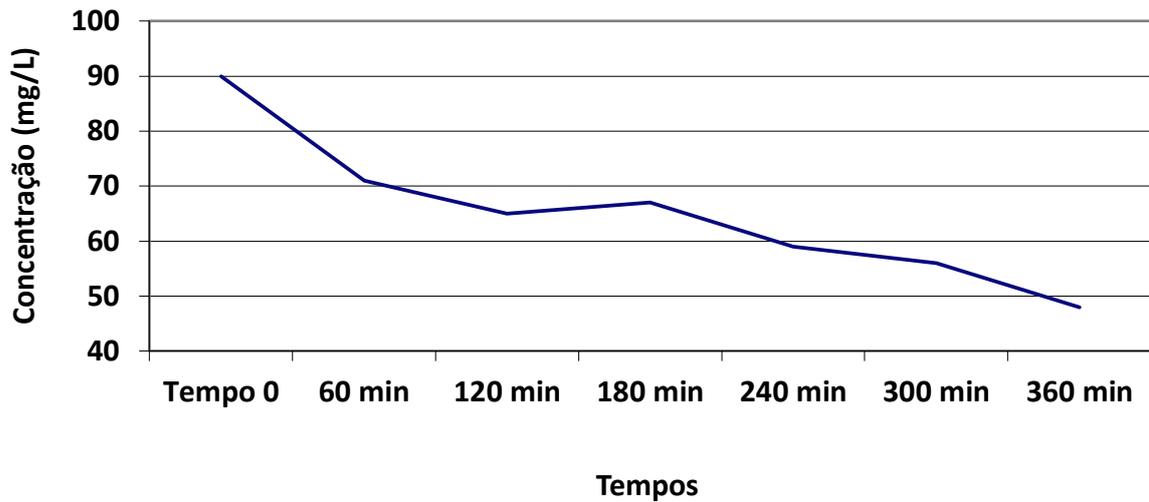


Constata-se na Figura 21 que a concentração de lodo é mais elevada no início da batelada. Neste período, existe disponibilidade de compostos orgânicos de degradação rápida e ocorre maior liberação de energia, como observado em Santos et al (2003).

#### b) DBO Filtrada e DQO Filtrada

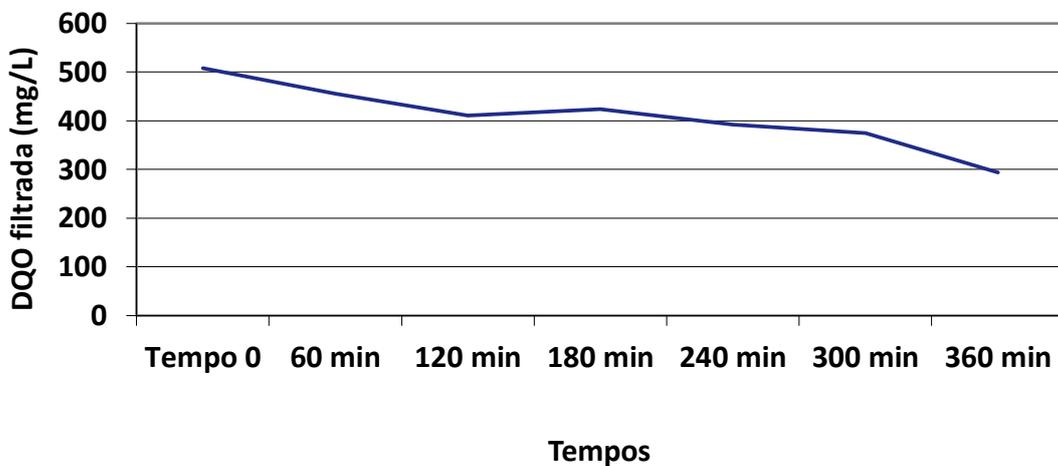
No tanque de aeração as concentrações de DBO Filtrada variaram de 14 a 213  $\text{mg.L}^{-1}$  com valor médio de 65,07  $\text{mg.L}^{-1}$ . A DBO Filtrada média em todos os tempos (T0 a T6) variaram de 90  $\text{mg.L}^{-1}$  (T0) a 48  $\text{mg.L}^{-1}$  (T6), obtendo uma remoção de 47%, sendo que 60% desta remoção ocorreram nas duas primeiras horas do processo (Figura 22).

Figura 22 – Variação média da concentração da DBO filtrada (mg/L) ao longo do período de aeração.



No reator as concentrações de DQO Filtrada variaram de 133 a 758  $\text{mg.L}^{-1}$  com valor médio de 408,41  $\text{mg.L}^{-1}$ . A DQO Filtrada média em todos os tempos (T0 a T6) variaram de 508  $\text{mg.L}^{-1}$  (T0) a 294  $\text{mg.L}^{-1}$  (T6), obtendo uma remoção de 42%, sendo que 45% desta remoção ocorreram nas duas primeiras horas do processo (Figura 23). Confirmando as informações de Jang et al. (2003), de que em um RSB a maior parte da remoção da DQO ocorre nas duas primeiras horas do processo.

Figura 23 – Variação da concentração DQO filtrada (mg/L) ao longo do período de aeração.



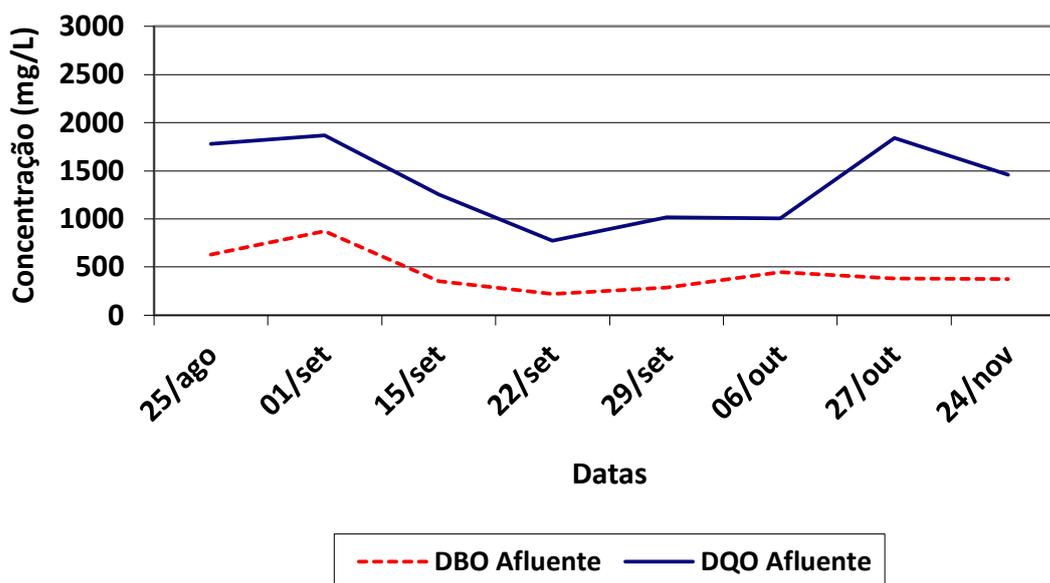
### 5.1.3. Avaliação de desempenho das etapas de tratamento – Efluente Decantado e Efluente Final

#### a) Caracterização do Esgoto Bruto

As concentrações de matéria orgânica presentes no esgoto bruto, expressas em termos de DBO, variaram de 221 a 875 mg.L<sup>-1</sup> com valor médio de 433 mg.L<sup>-1</sup>. Os valores obtidos em 71% das amostras encontraram-se acima do valor de projeto, que é de 326 mg.L<sup>-1</sup>.

A média de DQO total foi de 1.375 mg.L<sup>-1</sup>. Na Figura 24 observa-se que os valores mínimo e máximo foram respectivamente, 774 mg.L<sup>-1</sup> e 1.869 mg.L<sup>-1</sup>, de modo que a matéria orgânica representada em DQO do esgoto bruto, encontra-se na maior parte das amostras acima do valor de projeto 820 mg.L<sup>-1</sup>.

Figura 24 – Variação DBO e DQO (mg/L) afluente.



Estas concentrações mais elevadas do que usualmente expresso na literatura tem como possível explicação o baixo consumo per capita de água e, ainda, à existência de menores coeficientes de retorno. Alguns estudos, como de Araújo e Duarte (2001), têm demonstrado uma tendência das regiões de baixa renda a possuírem esgotos bem mais concentrados.

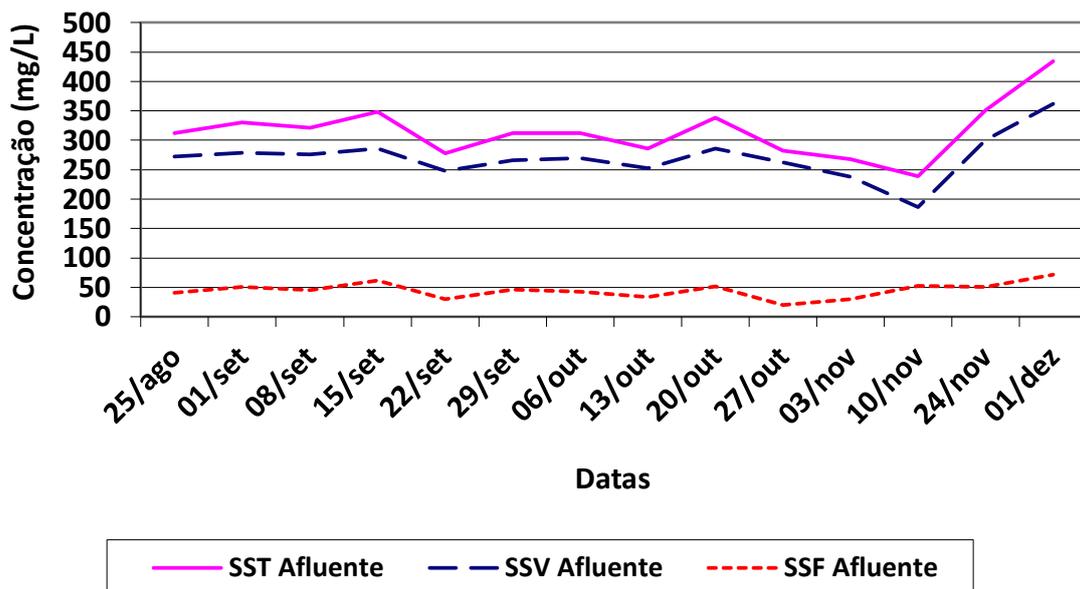
No entanto, seriam necessárias investigações mais específicas para confirmação destas suposições.

.Na Figura 25 é possível observar as concentrações médias dos sólidos suspensos. A quantidade média de sólidos suspensos totais (SST) presente no afluente do sistema foi de  $315 \text{ mg.L}^{-1}$ , com mínimo e máximo de  $239$  e  $434 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Os valores obtidos em todas as amostras encontram-se acima do valor de projeto  $200 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Com relação a concentração de SSV do esgoto bruto afluente, obteve-se um valor médio de  $270 \text{ mg.L}^{-1}$ , e valores mínimo e máximo, respectivamente,  $186$  e  $362 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Segundo Santos et al. (2005), o reator operado em bateladas sequenciais é capaz de suportar variações na concentração de sólidos suspensos voláteis na composição do esgoto bruto, sem comprometer a qualidade do efluente final.

Figura 25 – Variação SST, SSV e SSF (mg/L) afluente.



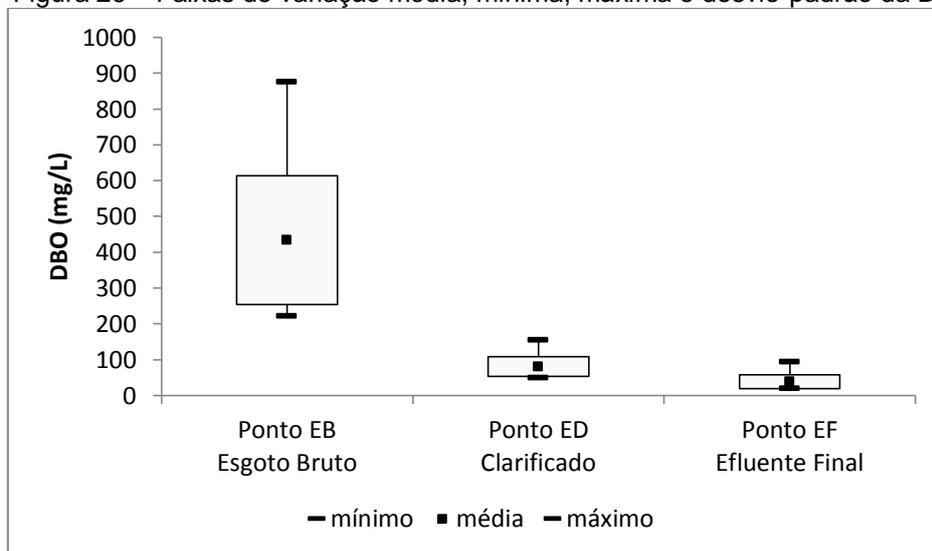
A temperatura média do esgoto bruto foi de  $29,2^{\circ}\text{C}$ , apresentando uma amplitude entre  $28,1$  e  $30,8^{\circ}\text{C}$ , encontrando-se entre  $20$  e  $30^{\circ}\text{C}$ , a faixa considerada adequada ao bom funcionamento de um sistema de lodos ativados, segundo os autores Jordão e Pêsoa (2014).

O esgoto bruto apresentou valor médio de pH de 7,2 (pH próximo ao neutro), enquanto que seus valores mínimo e máximo foram 7,0 e 7,4, respectivamente. Encontrando-se dentro da faixa apresentada por Von Sperling (2014) 6,7 a 8,0.

b) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

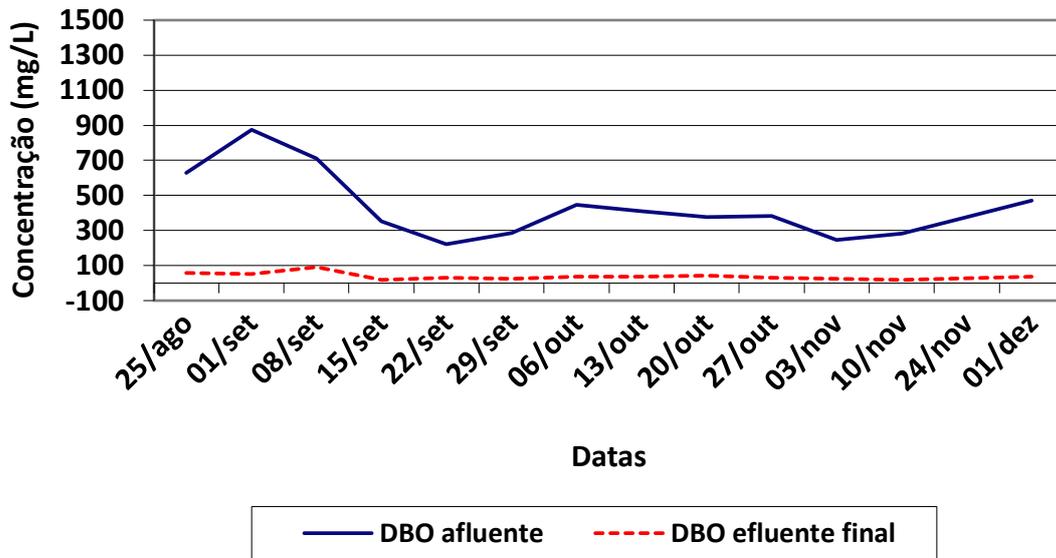
A DBO média afluente foi 433 mg/L, enquanto que a efluente decantado foi 81 mg/L e efluente final foi 38 mg/L, a Figura 26 apresenta as faixas de variações das concentrações média, mínima, máxima e o desvio-padrão da DBO nos pontos de entrada, tanque do clarificado e saída.

Figura 26 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão da DBO.



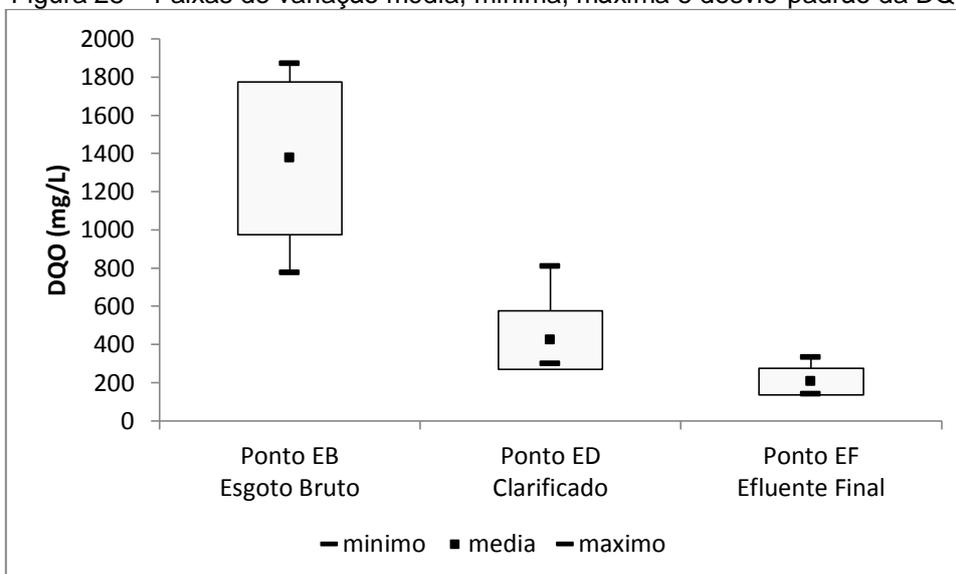
A ETE Liberdade promoveu significativa remoção na concentração de DBO, mesmo com um valor máximo afluente de 875 mg/L, o valor máximo efluente decantado foi 154 mg/L e efluente final foi de 93 mg/L, atendendo ao disposto na legislação ambiental vigente, cujo valor máximo para lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários é de 120 mg/L. O corpo receptor é o riacho Água Vermelha enquadrado como de classe 2. A Figura 27 apresenta a variação da concentração DBO (mg/L) afluente e efluente final.

Figura 27 – Variação da concentração da DBO (mg/L) afluente e efluente final.



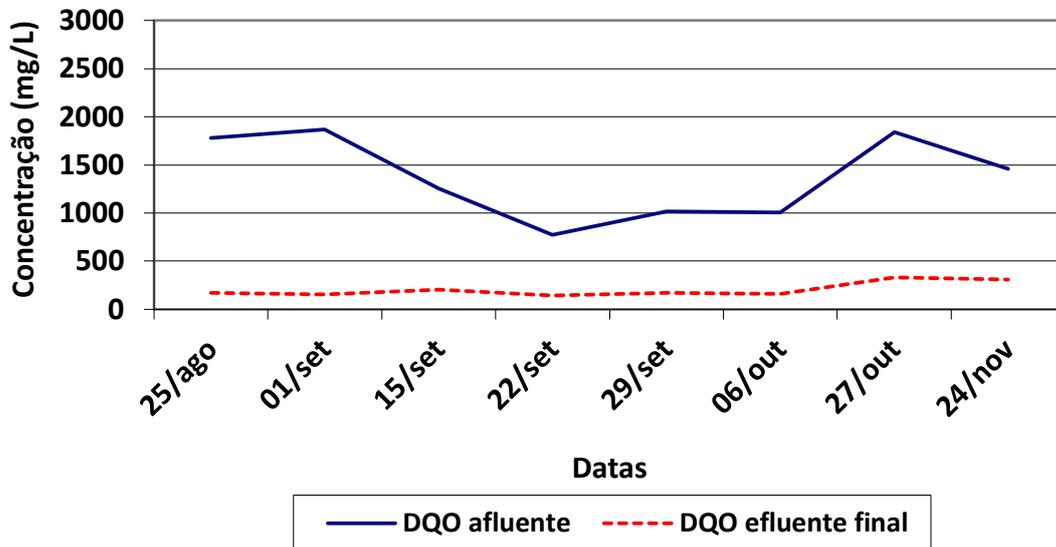
A DQO média afluente foi 1.375 mg/L, enquanto que a efluente decantado foi 423 mg/L e efluente final foi 206 mg/L, a Figura 28 apresenta as faixas de variações das concentrações média, mínima, máxima e o desvio-padrão da DQO nos pontos de entrada, tanque do clarificado e saída.

Figura 28 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão da DQO.



A ETE Liberdade promoveu significativa remoção na concentração de DQO, o valor máximo efluente decantado foi 807 mg/L e efluente final foi de 332 mg/L, a Figura 29 apresenta a variação da concentração DQO (mg/L) afluente e efluente final.

Figura 29 – Variação da concentração da DQO (mg/L) afluente e efluente final.



A eficiência média na remoção da DBO no efluente final foi de 91%. E temos que 79% das amostras apresentaram eficiência na remoção de DBO igual ou superior a faixa de projeto, 90 a 95%. Resultados estes semelhantes aos obtidos por Costa (2005), estudando RSB em escala piloto, tratando esgoto doméstico, cujas eficiências apresentaram-se acima de 90%, na remoção de DBO, em todas as estratégias aplicadas.

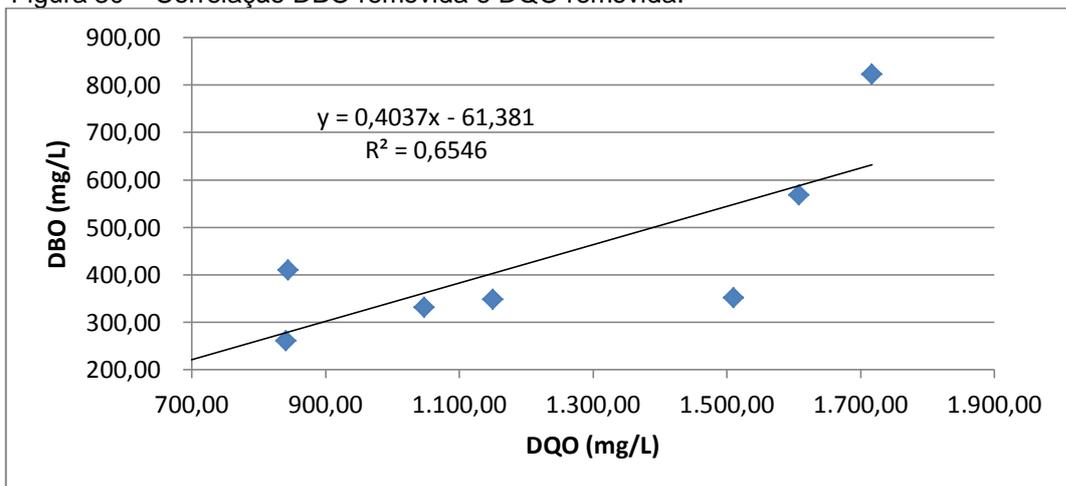
Quanto a eficiência média na remoção da DQO, ela foi de 85% no efluente final, sendo seu valor máximo de 92% e o mínimo de 79%. Valores estes superiores aos encontrados por Costa (2005), que foram acima de 60%, e semelhantes aos apresentados por Medeiros (2005) e Santos (2005), estudando RSB em escala piloto, tratando esgoto doméstico, cuja remoção média em termos de DQO foi de 88% (idades de lodo 10 e 30 dias) e 88% (idade de lodo 10 dias) - 89% (idade de lodo 30 dias), respectivamente.

A relação DBO/DQO média no efluente final foi de 0,2, apresentando-se na faixa de 0,1 a 0,3, indicada por Metcalf e Eddy (2003), para efluentes domésticos tratados. Seus valores máximo e mínimo foram, respectivamente, 0,35 e 0,09.

Dos dados apresentados, observa-se que a relação DQO/DBO obteve valor médio de 3,1, indicando um esgoto com menor fração biodegradável (JARDIM; CANELA, 2004). O valor da relação aumenta no efluente do reator, apontando para a diminuição da fração biodegradável, uma vez que a matéria orgânica foi sendo consumida na unidade de tratamento (efluente DQO/DBO 5,2).

A análise comparativa da variação entre DBO removida e DQO removida pelo sistema, conforme apresentado na Figura 30, apresenta uma correlação mediana, com  $R^2 = 0,6546$ , o que sugere que as avaliações de remoção de carga orgânica não podem ser conduzidas através das análises das variações de DQO afluente e efluente.

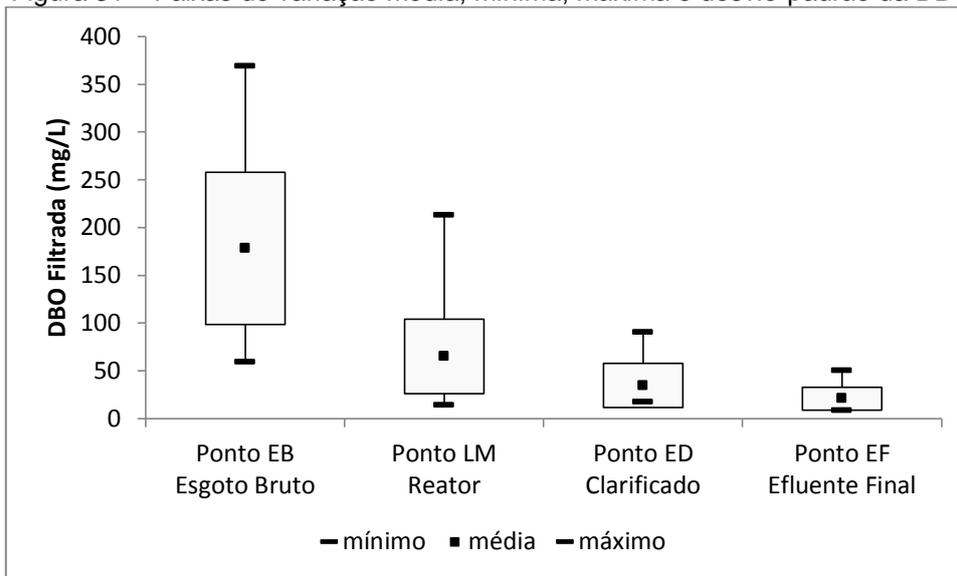
Figura 30 – Correlação DBO removida e DQO removida.



### c) DBO Filtrada e DQO Filtrada

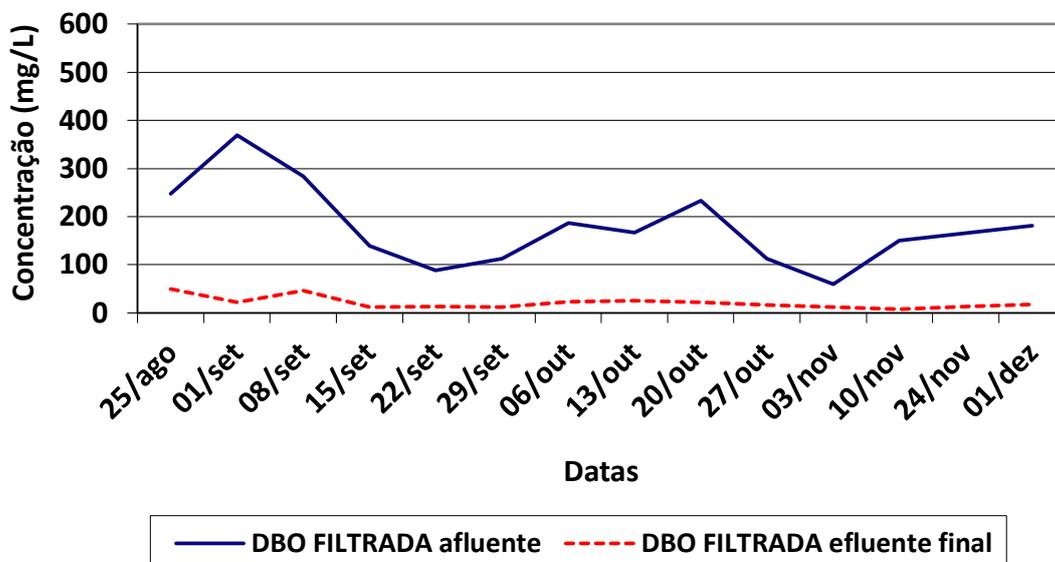
A DBO filtrada média afluente foi 178 mg/L, enquanto que a efluente decantado foi 35 mg/L e efluente final foi 21 mg/L, a Figura 31 apresenta as faixas de variações das concentrações média, mínima, máxima e o desvio-padrão da DBO filtrada nos pontos de entrada, reator, tanque do clarificado e saída.

Figura 31 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão da DBO filtrada.



A ETE Liberdade promoveu significativa remoção na concentração de DBO filtrada, o valor máximo efluente decantado foi 90 mg/L e efluente final foi de 50 mg/L, a Figura 32 apresenta a variação da concentração DBO filtrada (mg/L) afluente e efluente final.

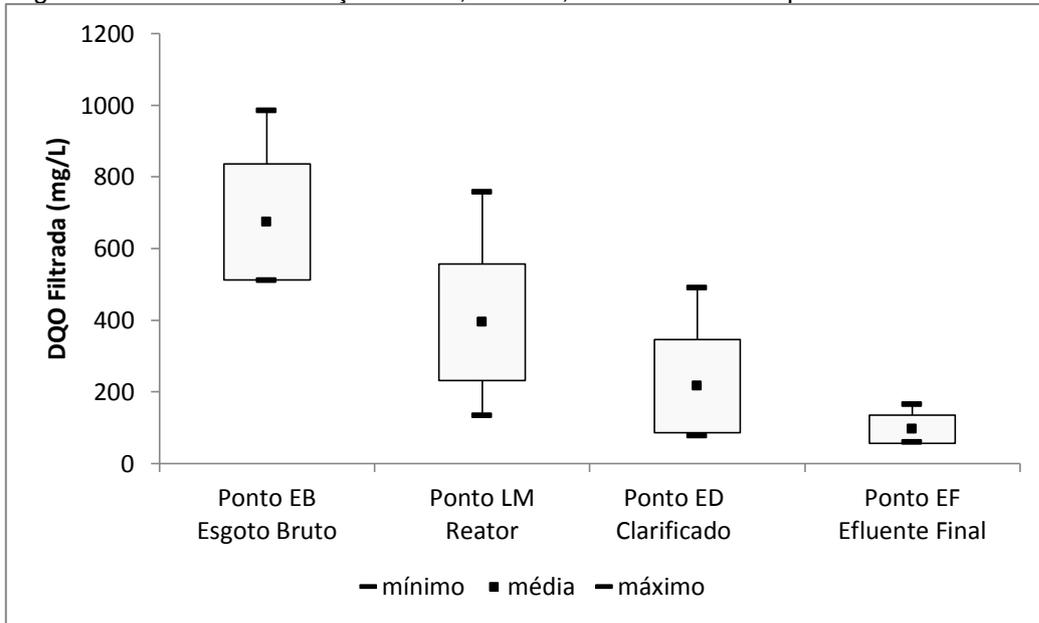
Figura 32 – Variação da concentração da DBO filtrada (mg/L) afluente e efluente final.



A DQO filtrada média afluente foi 674 mg/L, enquanto que a efluente decantado foi 216 mg/L e efluente final foi 96 mg/L, a Figura 33 apresenta as faixas

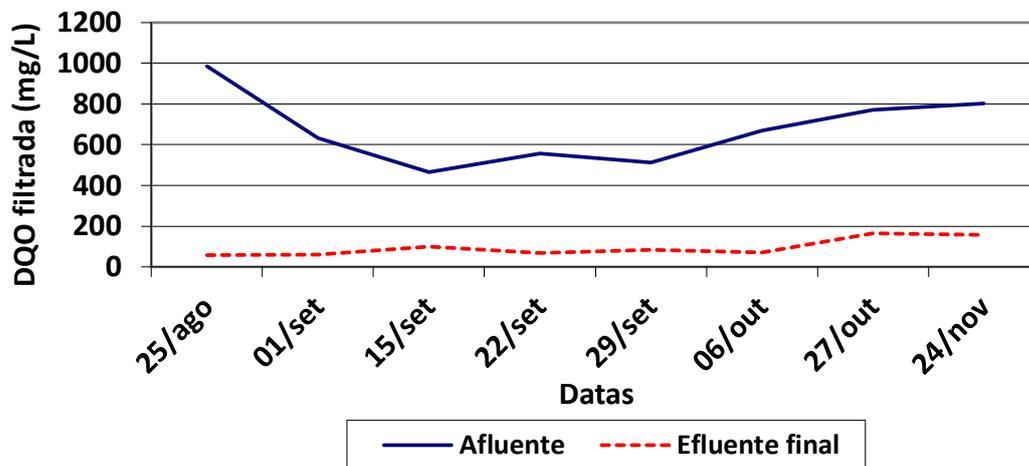
de variações das concentrações média, mínima, máxima e o desvio-padrão da DQO Filtrada nos pontos de entrada, reator, tanque do clarificado e saída.

Figura 33 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão DQO filtrada.



Com relação a remoção na concentração de DQO filtrada, a ETE Liberdade apresentou como valor máximo efluente decantado 490 mg/L e efluente final 164 mg/L, a Figura 34 mostra a variação da concentração DQO Filtrada (mg/L) afluente e efluente final.

Figura 34 – Variação da concentração DQO filtrada (mg/L) afluente e efluente final.



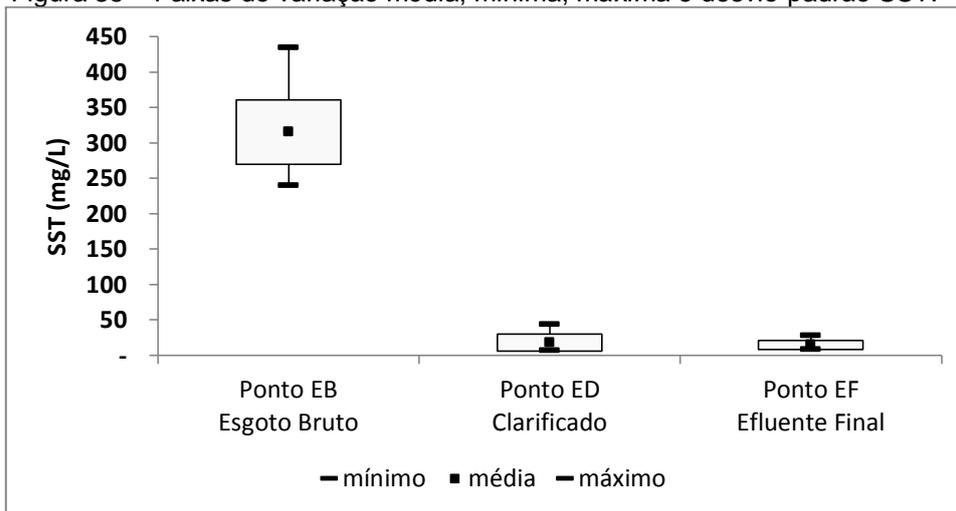
A DQO filtrada do esgoto tratado teve uma variação bastante significativa. O que se observa é que esta variação acompanhou a qualidade do esgoto bruto afluente ao sistema. Sendo maiores quando o sistema foi alimentado com esgoto mais concentrado.

A DBO filtrada do efluente teve uma variação relativamente baixa. O que se observa é que esta variação não acompanhou a qualidade do esgoto afluente, o que está de acordo com os modelos cinéticos.

#### d) Sólidos em Suspensão Totais (SST)

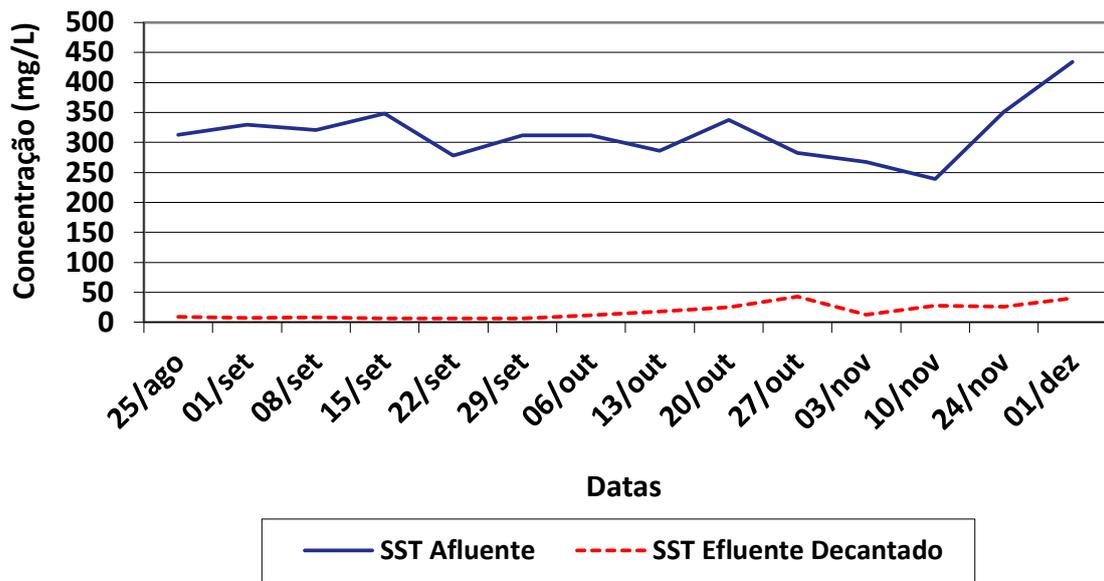
A concentração média dos sólidos em suspensão totais (SST) afluente foi 315 mg/L, enquanto que a efluente decantado foi 18 mg/L e efluente final foi 15 mg/L, a Figura 35 apresenta as faixas de variações das concentrações média, mínima, máxima e o desvio-padrão do SST nos pontos de entrada, tanque do clarificado e saída.

Figura 35 – Faixas de variação média, mínima, máxima e desvio-padrão SST.



A ETE Liberdade promoveu significativa remoção na concentração de SST, o valor máximo efluente decantado 43 mg/L e efluente final foi de 28 mg/L, a Figura 36 apresenta a variação da concentração SST (mg/L) afluente e efluente decantado.

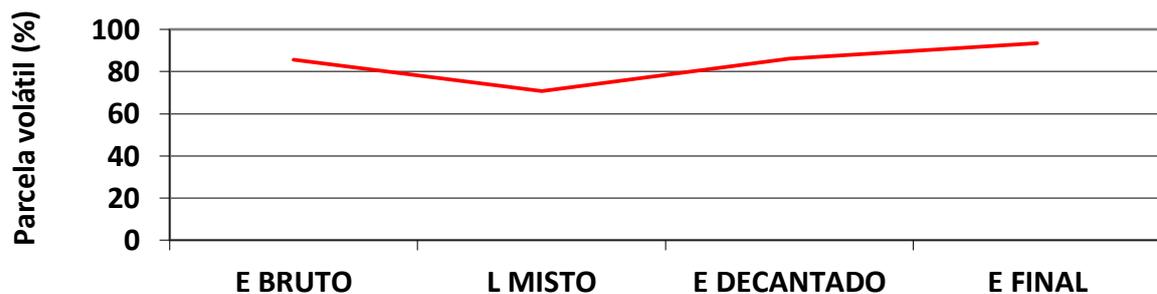
Figura 36 – Variação da concentração SST (mg/L) afluente e efluente decantado.



A eficiência média na remoção do SST foi de 94,29% no efluente decantado, valor este acima dos típicos reportados na literatura, apresentados por Oliveira e Von Sperling (2005), 87 a 93%, para tratamento tipo lodos ativados. Eficiência esta semelhante as obtidas por Brasil (2010), estudando RSB em escala de bancada, tratando esgoto doméstico, que apresentaram valores entre 91 e 97%, em todas as estratégias aplicadas.

As relações SSV/SST apontam o predomínio de sólidos voláteis (biomassa) em detrimento aos fixos (inerte) em todas as etapas de tratamento (Figura 37).

Figura 37 – Relação SSV/SST nas etapas de tratamento.



As relações afluentes DQO filtrada/DQO bruta e DBO filtrada/DBO bruta são de 0,45 e 0,41, respectivamente. Isto significa que cerca de 40-45% da matéria orgânica afluente está sob a forma dissolvida e 55-60% sob a forma particulada. Esta participação da DBO particulada na DBO total indica uma razoável participação dos SST na DBO.

A relação SSV/SST afluente de 0,86 indica elevada presença de sólidos de natureza orgânica, porém não necessariamente biodegradáveis, conforme indicado pela elevada relação DQO/DBO (3,1).

Observa-se que a relação DBO filtrada/DBO total efluente tendeu a se elevar em comparação à relação DBO filtrada/DBO total afluente, mostrando que a participação da matéria dissolvida em relação à particulada foi se elevando à medida que o esgoto foi sendo tratado no sistema.

A eficiência média de remoção de DBO filtrada alcançou 88%, já a eficiência média de DBO total 91%, após etapa de polimento. Entretanto na etapa do efluente decantado, a eficiência média de remoção de DBO filtrada alcançou 80%, e a eficiência média de DBO total 81%, indicando significativa participação de sólidos no efluente.

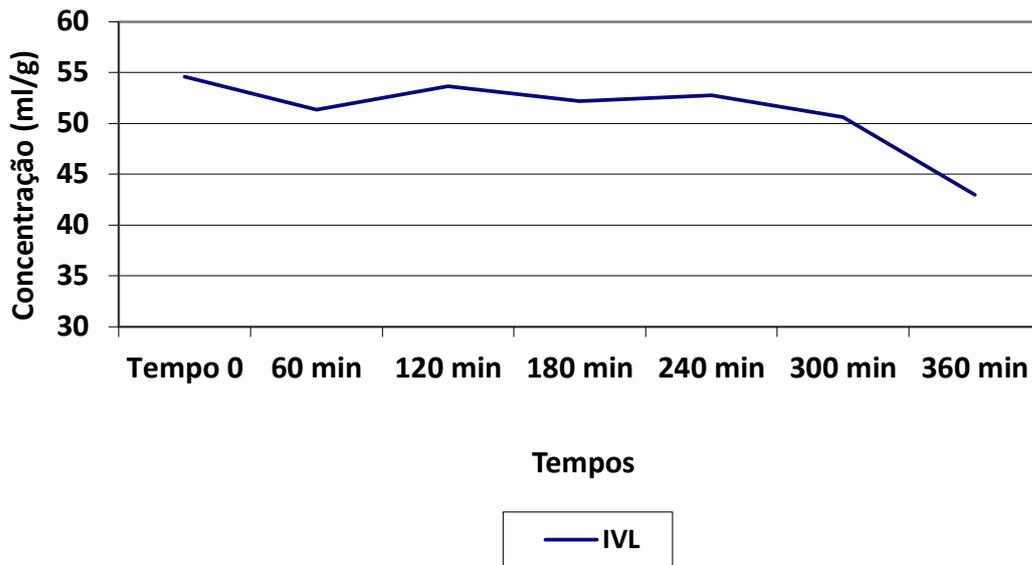
De modo geral, pode-se dizer que o sistema em estudo de lodos ativados operado em batelada apresenta ótima remoção de matéria orgânica biodegradável, porém, o efluente do sistema somente apresentará qualidade muito boa de remoção total de DBO se conseguir efluente com baixas concentrações de sólidos em suspensão.

## 5.2. ENSAIOS DE SEDIMENTABILIDADE – ESCALA REAL

O controle da sedimentabilidade do lodo é comumente realizado em estações de tratamento, normalmente executado através do ensaio padronizado do Índice Volumétrico de Lodo (IVL).

O reator apresentou uma variação no IVL de 35 a 91 mL/g, com valor médio de 52 mL/g, indicando uma sedimentabilidade ótima (0 a 50 mL/g) a boa (50 a 100 mL/g), segundo Von Sperling (2002).

Figura 38 – Variação da concentração média do IVL (mL/g) ao longo do período de aeração.



A média do IVL, no reator, em cada tempo (T0 – zero min a T6 – 360 min) apresentou valores entre 43 e 55 mL/g (Figura 38). A redução na concentração do IVL, verificada nas últimas horas do ciclo de aeração, pode ter como explicação a constante entrada de esgoto bruto, proporcionando maior diluição ao licor misto.

Os resultados de IVL encontrados não superaram ao limite de 150mL/g, indicando a não ocorrência de *bulking* no sistema de tratamento, pois segundo Jordão e Pessôa (2014), somente valores de IVL maiores que 150mL/g é que são característicos de intumescimento.

### 5.3. REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SEDIMENTABILIDADE – ESCALA DE BANCADA

#### 5.3.1. Relação alimento/microrganismos (A/M)

Utilizando os três reatores R1, R2 e R3 com concentrações diferenciadas - R1 (50% de biomassa e 50% de substrato), R2 (38% de biomassa e 62% de substrato) e R3 (15% de biomassa e 85% de substrato), e após a análise da série de Sólidos e das DQO total e filtrada, se estabeleceu a relação A/M (Tabela 3).

Tabela 3 – Concentrações médias de substrato e biomassa em escala de bancada.

Reator	Concentração Substrato (mg/L)		Concentração Biomassa (mgSSV/L)	Relação A/M
	DQO total	DQO filtrada		
R1	317	192	10.670	0,03
R2	387	228	8.360	0,05
R3	495	283	3.480	0,14

### 5.3.2. Remoção da matéria orgânica (DQO filtrada)

As Figuras 39, 40 e 41 apresentam as curvas de variação da DQO solúvel em função do tempo, obtidas durante o teste de remoção de matéria orgânica do esgoto proveniente da ETE Liberdade.

As curvas mostram que quanto menor a relação A/M mais rapidamente será degradado o substrato do esgoto.

Figura 39 – Variação média da concentração DQO filtrada (mg/L) no reator R1 (coluna 1), dias 17, 20, 23, 28, 30/04 e 05/05/2015.

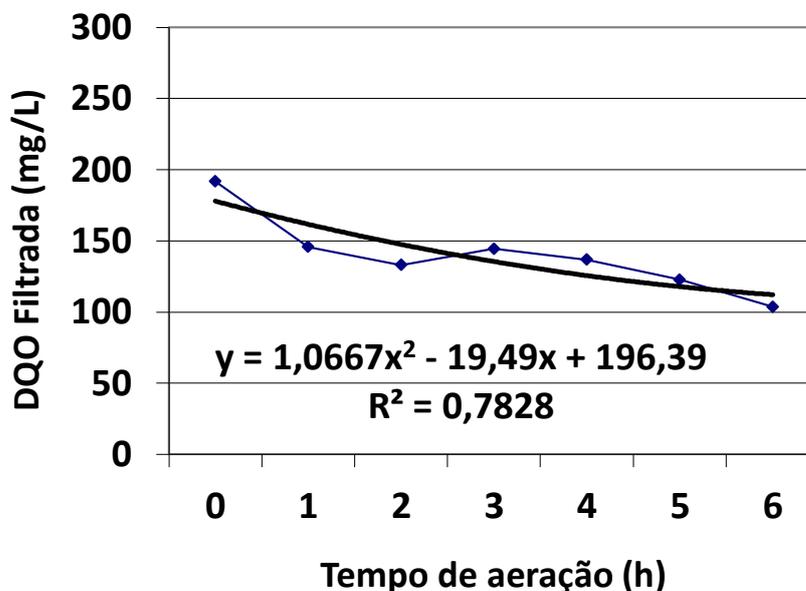


Figura 40 – Variação média da concentração DQO filtrada (mg/L) no reator R2 (coluna 2), dias 17, 20, 23, 28, 30/04 e 05/05/2015.

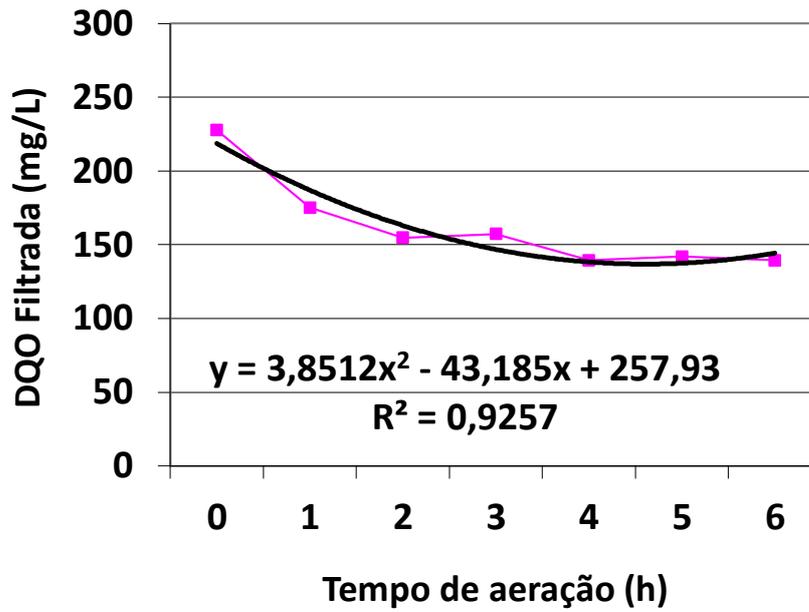
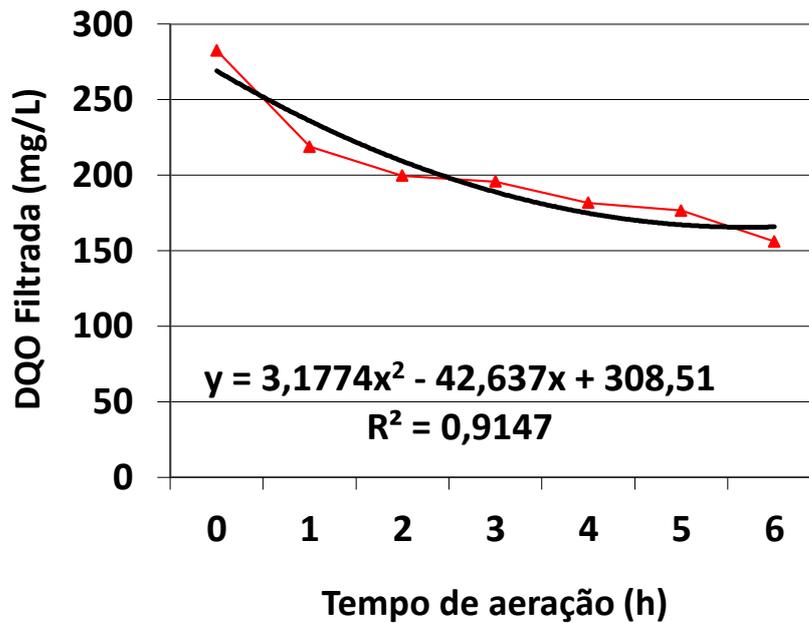


Figura 41 – Variação média da concentração DQO filtrada (mg/L) no reator R3 (coluna 3), dias 17, 20, 23, 28, 30/04 e 05/05/2015.

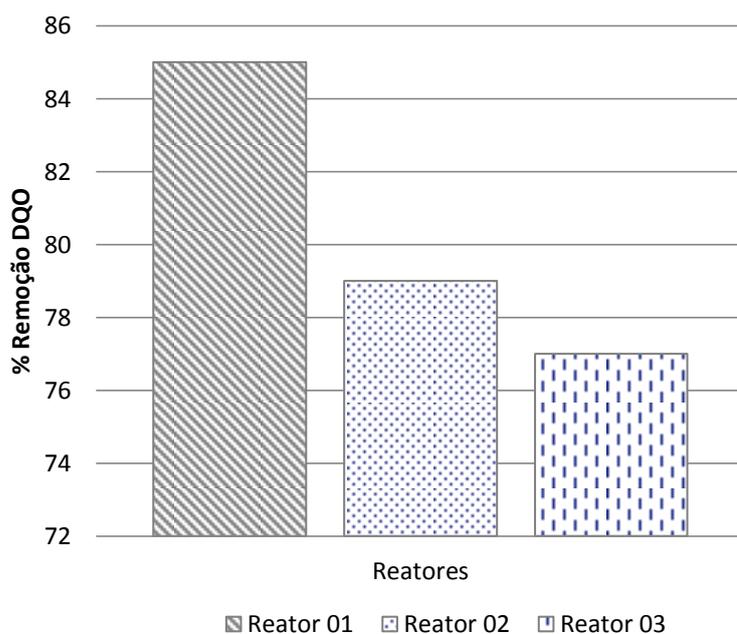


Comparando estas relações A/M com a remoção de matéria orgânica ocorrida em cada um dos reatores, se identificou que quanto menor a reação A/M melhor o desempenho de degradação da matéria orgânica.

A Figura 42 apresenta os resultados dos ensaios de remoção de matéria orgânica, realizados em 03 reatores (colunas), com mesmas dimensões e operados de maneira idêntica, variando-se, apenas as proporções de lodo concentrado e esgoto bruto.

Os valores de remoção de matéria orgânica foram altos para todas as proporções (lodo concentrado/esgoto bruto), com valores de remoção de DQO filtrada variando de 77% a 85%. Observa-se ainda, que o reator com mais lodo concentrado, ou seja, o reator R1 (50% de lodo concentrado e 50% de esgoto bruto) foi o de maior remoção de matéria orgânica. Enquanto que os reatores R2 (38% de lodo concentrado e 62% de esgoto bruto) e R3 (15% de lodo concentrado e 85% de esgoto bruto) apresentaram menor remoção de matéria orgânica.

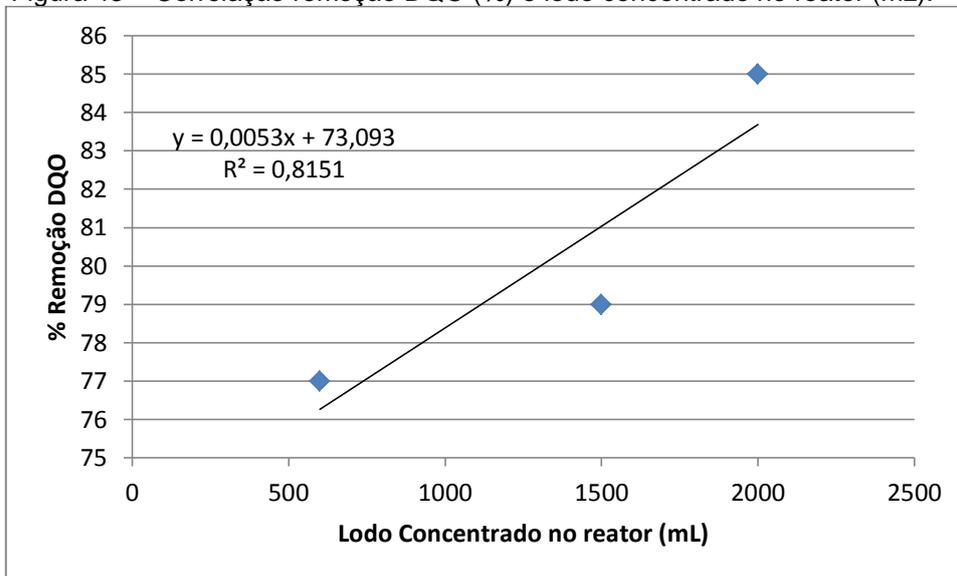
Figura 42 – Eficiência na remoção de matéria orgânica em cada reator.



A análise comparativa da variação entre DQO removida (%) e a quantidade de lodo concentrado (mL) em cada reator de bancada, conforme apresentado na

Figura 43, apresenta uma boa correlação  $R^2 = 0,8151$ , o que indica que a presença de maior concentração de lodo no reator proporciona maior remoção de matéria orgânica no sistema.

Figura 43 – Correlação remoção DQO (%) e lodo concentrado no reator (mL).



#### 5.4. ENSAIO DE SEDIMENTABILIDADE – ESCALA DE BANCADA

As Figuras 44, 45 e 46 apresentam as curvas médias de fluxo de sólidos por gravidade, no período composto pelos dias 17/04, 20/04, 23/04, 28/04, 30/04 e 05/05, nos reatores R1, R2 e R3, respectivamente, reatores estes com mesmas dimensões e operados de maneira idêntica, variando-se apenas as proporções de biomassa e substrato.

Durante o experimento (30 minutos), os deslocamentos acumulados foram diferentes em cada reator, sendo o reator R3 o que apresentou maior deslocamento, chegando a 51,7cm, indicando uma maior velocidade de sedimentação.

As curvas mostram que a velocidade de sedimentação é função da própria concentração de sólidos em suspensão no lodo, decrescendo com o seu aumento.

Figura 44 – Sedimentabilidade média zonal no reator R1.

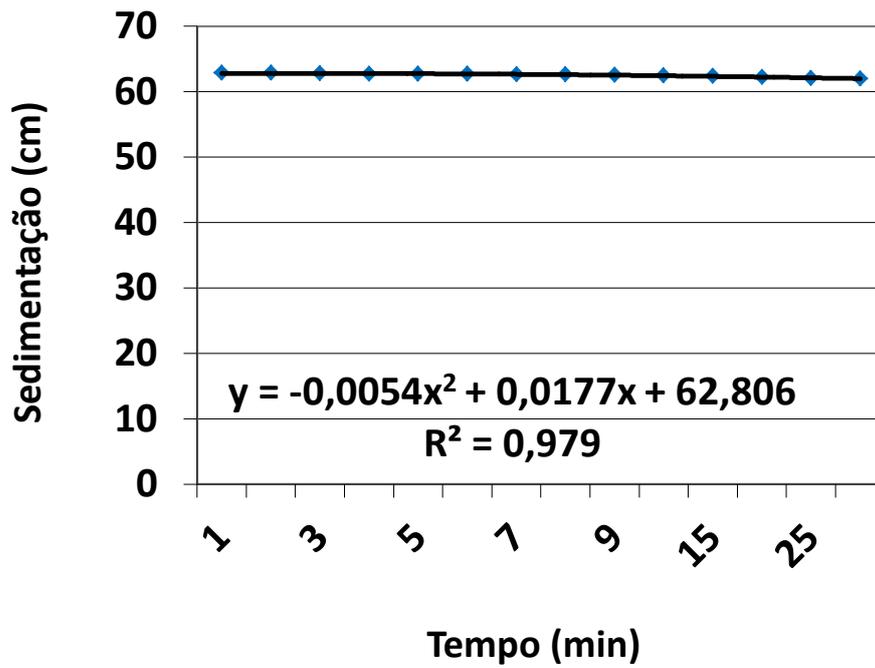


Figura 45 – Sedimentabilidade média zonal no reator R2.

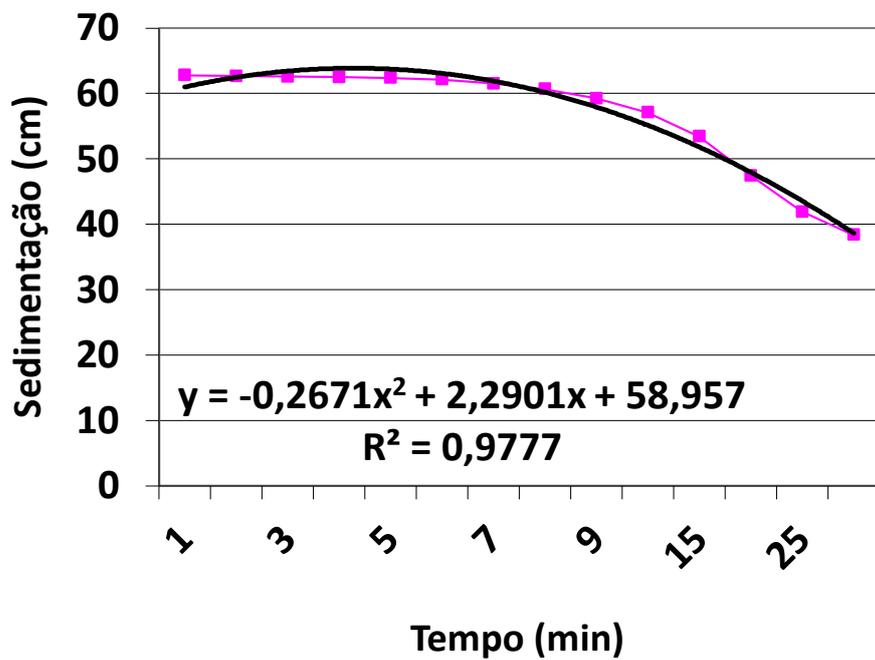
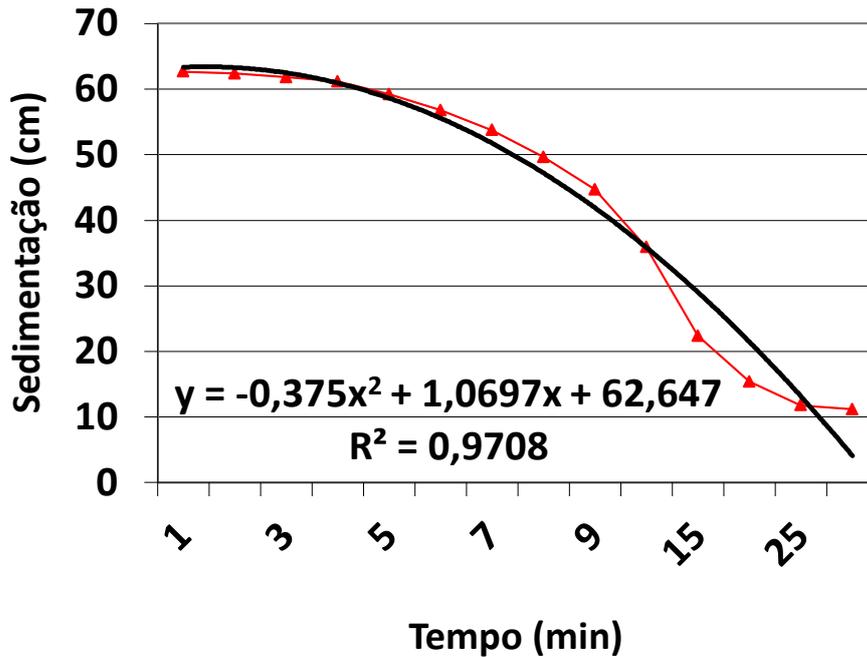


Figura 46 – Sedimentabilidade média zonal no reator R3.



## 5.5. COMPARAÇÃO ENTRE ESCALA DE BANCADA E ESCALA REAL

### 5.5.1. Parâmetros para adequação operacional do ciclo de sedimentação

Utilizando dados do projeto da ETE Liberdade, encontramos uma relação A/M ótima (Concentração do Substrato por Concentração da Biomassa), onde o tempo de sedimentação e a remoção de matéria orgânica obtém a máxima eficiência operacional (Tabela 4).

Tabela 4 - Relação A/M ótima de substrato e biomassa ETE Liberdade.

ETE Liberdade	Concentração Substrato (mg/L)		Concentração Biomassa (mgSSV/L)	Relação A/M
	DQO total	DQO filtrada		
	239	145	2.810	0,09

No entanto, a partir do monitoramento da ETE durante o período de pesquisa foi possível identificar que esta relação A/M não tem sido atingida. A ETE apresentou em seus reatores, em média, uma relação A/M de 0,06 KgDBO/KgSSV.d (Tabela 5), representando valor de concentração de biomassa acima dos parâmetros indicados pela literatura (VON SPERLING, 2002) para aeração prolongada, onde a relação A/M assume os valores entre 0,08 a 0,15 KgDBO/KgSSV.d.

Tabela 5 - Concentrações médias de substrato e biomassa em escala real ETE Liberdade.

ETE	Concentração Substrato (mg/L)		Concentração Biomassa (mgSSV/L)	Relação A/M
	DQO total	DQO filtrada		
Reator	403	252	6.335	0,06

Essa maior concentração de microrganismo resulta em uma baixa velocidade de sedimentação do lodo, comprovado através do estudo em bancada. Os dados encontrados na fase de aeração, concentração média de sólidos suspensos totais de 8.951,39 mg/L e sedimentabilidade entre ótima e boa (classificação em função do IVL), resultam em uma velocidade de sedimentação dos sólidos de 0,59 m/h (VON SPERLING, 2002).

A tabela 6 apresenta os valores da velocidade de sedimentação do lodo dos reatores em escala de bancada (R1, R2 e R3) e da ETE Liberdade no período de pesquisa, em função de suas concentrações de substrato e biomassa.

Tabela 6 - Velocidade de sedimentação, concentrações médias de substrato e biomassa.

Reator	Concentração Substrato (mg/L)		Concentração Biomassa (mgSSV/L)	Velocidade de Sedimentação (m/h)
	DQO total	DQO filtrada		
R1	317	192	10.670	0,02
R2	387	228	8.360	0,30
ETE	239	145	2.810	0,59
R3	495	283	3.480	1,40

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados mostraram a alta eficiência e estabilidade do processo de tratamento utilizando RSB para esgotos domésticos com temperatura alta, mesmo com valores de DQO/DBO característicos de esgoto forte. O estudo em escala real mostrou que a ETE através do sistema de lodo ativado operado por bateladas, tipo aeração prolongada, é capaz de atingir mais de 90% de eficiência na remoção de matéria orgânica biodegradável do esgoto sanitário, em termos de DBO.

Apesar dos baixos valores de pH encontrados, que facilitam a proliferação de fungos filamentosos, podendo contribuir para a má sedimentabilidade do lodo, temos que, segundo o teste IVL, a sedimentabilidade do sistema se apresentou com características de ótima a boa, sem indicação de *bulking*.

Os testes de degradabilidade aeróbia, em escala de bancada mostraram que entre as relações A/M estudadas (0,03; 0,05 e 0,14), a relação A/M de 0,03 apresentou melhor desempenho de remoção da matéria orgânica, resultando em uma remoção de DQO de 85%.

Ainda na escala de bancada, estudando a sedimentabilidade (VSZ), identificou-se que entre as relações A/M estudadas (0,03; 0,05 e 0,14), a relação A/M de 0,14 apresentou maior velocidade de sedimentação do lodo 1,40 m/h.

Comparando a relação A/M da ETE Liberdade (0,06) com as relações A/M obtidas em escala de bancada, foi possível caracterizar a ETE em termos de condições de sedimentabilidade e capacidade de remoção de matéria orgânica. O elevado volume de lodo no tanque de aeração indica a necessidade de um maior monitoramento no processo de descarga do excesso de lodo, mantendo a concentração da massa biológica no nível ideal.

No monitoramento foi observado que 75% dos valores de DBO afluente se encontravam acima do valor de projeto (326 mg/L). Diante disso, é extremamente importante que, se possível, na fase de planejamento e concepção de projetos de ETEs, sejam realizadas pesquisas para avaliar as reais características do esgoto afluente.

A presente pesquisa evidenciou que quanto maior a DQO filtrada no afluente do sistema, maior a eficiência na remoção desse substrato, e que a DQO filtrada residual apresenta pouca variação, tendo seu valor em torno de 216 mg/L.

Quanto à remoção de sólidos, o sistema apresentou alta eficiência na remoção de sólidos em suspensão totais (SST), com valor médio superior a 95% no efluente final.

A pesquisa identificou bruscas oscilações de carga orgânica e hidráulicas, indicando a importância do monitoramento contínuo, para adequação na duração dos ciclos dos reatores.

Os resultados do ensaio do IVL padronizado e das análises de concentração de sólidos no reator sugerem a possibilidade da ocorrência de um “falso” resultado no IVL, conforme verificado por alguns pesquisadores. Recomenda-se em trabalhos futuros, a realização de variáveis do IVL (IVL diluído e IVL com agitação).

Em virtude dos baixos valores de pH registrados no reator, durante o período da pesquisa, vislumbra-se a necessidade de confirmação dos mesmos, da realização de estudos da alcalinidade e da eficiência de desnitrificação no sistema.

## REFERÊNCIAS

ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C. **Avaliação preliminar de duas séries de lagoas de estabilização na grande Natal-RN.** In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, 2001, Anais... João Pessoa: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; **AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21 ed., Hardcover, 2005, 1368p.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology.** 3ª ed. Nova Iorque: Department Environmental Engineering Sciences. University of Florida, Gainesville. 2005, 746p.

BRASIL, D. P. **Remoção biológica de matéria orgânica e nutrientes de esgotos sanitários utilizando reatores em bateladas sequenciais.** Campina Grande, 2010. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) Universidade Estadual da Paraíba.

CASEY, T. J. **Unit treatment processes in water and wastewater engineering.** Chichester: John Wiley & Sons, 1993.

COSTA, T. B da. **Desempenho de reator em batelada sequencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico.** Florianópolis, 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina.

ECKENFELDER, W. W.; GRAU, P. **Activated sludge process design and control: theory and practice.** 1. Ed. Lancaster: Technomic Publishing Company, 1992.

ECKENFELDER, W. W.; MUSTERMAN, J. L. **Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewater.** USA: Technomic Publishing Company, 1995.

FALCIONI, T.; MANTI, A.; BOI, P.; CANONICO, B.; BALSAMO, M.; PAPA, S. **Enumeration of activated sludge bacteria in a wastewater treatment plant.** Journal of Biological Regulators and Homeostatic Agents, v. 19, n. 3-4, p. 176-179, 2005.

FDZ-POLANCO, F.; GALLEGOS, S.; VILLAVERDE, S.; GARCIA, P. Denitrification with biosorbed organic matter in a SBR system. **Water Science & Technology**, v. 31, pp. 147-153. 2001.

HIGA, Márcia Fernanda. **Estudo de tratabilidade de efluentes de indústria de catalisadores químicos por lodos ativados por batelada (LAB): Degussa, Americana, SP.** Campinas, SP, 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Estadual de Campinas.

JANG, A.; YOON, Y.; KIM, I. S.; KIM, K.; BISHOP, P. L. Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor. **Journal of Biotechnology**, v. 105, p. 71-82, 2003.

JARDIM, W. F.; CANELA, M. C. **Fundamentos da oxidação química no tratamento de efluentes e remediação de solos**. Universidade de Campinas, 2004.

JIN, B.; WILÉN, B.; LANT, P. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on the compressibility and settleability of activated sludge. **Chemical Engineering Journal**, v.95, p.221-234, 2003.

JIWANI, A.; GRAHAM, N.J.D.; DAY, M.C. Activated sludge process control via particle monitoring, *Water Science & Technology*, 36 (4), p.269-277, 1997.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**, 7ª ed., Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, 2014.

JORDÃO, Eduardo Pacheco et al. **Determinação do índice volumétrico de lodo numa concentração padrão**. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu, Set. 1997.

MADONI, P.; DAVOLI, D.; GIBIN, G. Survey of filamentous microorganisms from bulking and foaming activated sludge plants in Italy. **Water Research**, v. 34, n. 6, p. 1767-1772, 2000.

MAHVI, A. H. Sequencing Batch Reactor: A promising technology in wastewater treatment. In: **Iran, J. Environment Health Science Engineer**. Vol. 5, Nº2, 2008.

MEDEIROS, Daniel Reis. **Eficiência, sedimentabilidade e composição da microfauna de sistemas de lodos ativados de fluxo contínuo e em batelada, removendo nitrogênio**. Porto Alegre, 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: Treatment and Reuse**. 4ª ed. New York: McGraw-Hill. 1819p. 2003.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte I – análise de desempenho. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, V. 10, nº 4, p.347 – 357, 2005.

ORHON, D.; ARTAN, N. **Modelling of activated sludge systems**. Lancaster: Technomic Publishing Co., 1994.

PAULA, L. G. A. de. **Avaliação da influência das condições operacionais e da configuração de sistemas de lodo ativado sobre a sedimentabilidade do lodo**. Campina Grande, 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Federal de Campina Grande.

PELETEIRO, C. S.; ALMEIDA, M. L. R. de. Dimensionamento, análise e comparação da viabilidade econômica de uma estação de tratamento de esgotos utilizando os processos de lodos ativados convencional e aeração prolongada. Rio de Janeiro, 2014. Projeto de graduação (Engenharia Ambiental) UFRJ/Escola Politécnica.

PICKBRENNER, Karine. **Uso de reator sequencial em batelada (RSB) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. Porto Alegre, 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

RAMALHO, R. S. **Introduction to wastewater treatment process**. New York: Academic Press. 409p., 1977.

RAMOS, S. R. A. **Avaliação de processo de lodos ativados com aplicação de ácido fólico como estratégia de minimização da produção de lodo**. Florianópolis, 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina.

SANTOS, A. V. dos. **Comportamento do reator sequencial em batelada (RSB) sob estado estacionário dinâmico utilizando idade do lodo como parâmetro de controle operacional**. Porto Alegre, 2005. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

SANTOS, A. V.; CYBIS, L. F. A.; GEHLING, G. R. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reator sequencial em batelada (RSB) e escala piloto ao longo de uma batelada**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville: ABES, 2003.

SANTOS, E.V.M.; LIMA, J.F.; SILVA FILHO, H.A.; SOUZA, J.T.; VAN HAANDEL, A.C.V. Avaliação da sedimentabilidade de biomassa granular e floculenta. em sistema de lodo ativado. *Holos*, ano 30, v.3, Edição especial, 2014.

SANTOS, M. de L. F. dos. **Influência da estrutura do floco no desempenho de um sistema de lodos ativados**. São Carlos: EESC/USP, p. 150-162. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1984.

SANTOS, R. C. DE O.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. Proposta de um método de cálculo do tempo de sedimentação no tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas. *Engenharia Sanitária e ambiental*, v.10, nº3:185-193, jul/set 2005.

SANTOS, R. C. DE O.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. Proposta de um método racional para o dimensionamento de reatores de tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas para remoção de carga orgânica. *Engenharia Sanitária e ambiental*, v.11, nº2:153-161, abr/jun 2006.

STENSEL, H. D. Principles of biological phosphorus removal. In: SEDLAK, R.I. (Ed.). Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice. 2nd ed. New York: Lewis Publishers, 1991. p. 141-163.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do Sistema de lodo ativado – Teoria e aplicações para projetos e operação**. Campina Grande: Epgraf, 488 p. 1999.

VON SPERLING, M. Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria do fluxo de sólidos. Engenharia Sanitária e ambiental, v.6, nº 3 e 4: 147-156, jul/set e out/dez 2001.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 4ª ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; v. 1; Universidade Federal de Minas gerais, 2014.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; v. 2; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – **Lodos ativados**, 2ª ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; v. 4; Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.

YANO, Anelise Almeida. **Estudo sobre o controle do intumescimento filamentoso, utilizando cloro em lodos ativados de indústria alimentícia**. Cuiabá, 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) Universidade Federal de Mato Grosso.