



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL**

**LORENA FÁVERO ULIANA**

**AVALIAÇÃO DOS FATORES QUE INTERFEREM NA SEDIMENTABILIDADE DE  
SISTEMA LODO ATIVADO UNITANK: ESTUDO DE CASO DA ESTAÇÃO DE  
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE MULEMBÁ II EM VITÓRIA/ES**

**VITÓRIA - ES  
2018**

**LORENA FÁVERO ULIANA**

**AVALIAÇÃO DOS FATORES QUE INTERFEREM NA SEDIMENTABILIDADE DE  
SISTEMA LODO ATIVADO UNITANK: ESTUDO DE CASO DA ESTAÇÃO DE  
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE MULEMBÁ II EM VITÓRIA/ES**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial à obtenção de grau de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável.

Orientador: Prof. D.Sc. Renato Ribeiro Siman

Coorientador: Prof. D.Sc. Gustavo Silva do Prado

**VITÓRIA - ES**

**2018**

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)  
(Biblioteca Setorial Tecnológica,  
Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

U39a Uliana, Lorena Fávero, 1986 -  
Avaliação dos fatores que interferem na sedimentabilidade de  
sistema lodo ativado UNITANK: estudo de caso da estação de  
tratamento de esgoto sanitário de Mulembá II em Vitória/ES /  
Lorena Fávero Uliana. – 2018.  
195 f. : il.

Orientador: Renato Ribeiro Siman.  
Coorientador: Gustavo Silva do Prado.  
Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento  
Sustentável) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro  
Tecnológico.

1. Águas residuais – Purificação – Processo de lodo ativado.  
2. Sedimentação. 3. Constantes de Vesilind. 4. Índice volumétrico  
de lodo (IVL). 5. Unitank. I. Siman, Renato Ribeiro. II. Prado,  
Gustavo Silva do. III. Universidade Federal do Espírito Santo.  
Centro Tecnológico. IV. Título.

CDU: 628

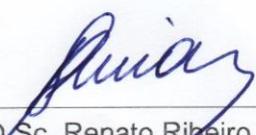
**LORENA FÁVERO ULIANA**

**AVALIAÇÃO DOS FATORES QUE INTERFEREM NA  
SEDIMENTABILIDADE DE SISTEMA LODO ATIVADO UNITANK:  
ESTUDO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO  
DE MULEMBÁ II EM VITÓRIA/ES**

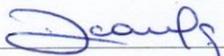
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável na área de concentração Sustentabilidade, Ambiente e Sociedade e linha de pesquisa Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

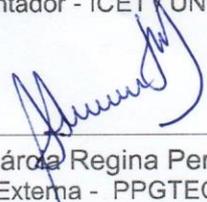
Aprovada em 21 de fevereiro de 2018.

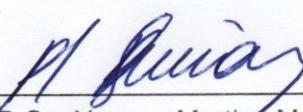
**COMISSÃO EXAMINADORA**

  
Prof. D.Sc. Renato Ribeiro Siman  
Orientador - PPGES / CT / UFES

  
Prof. D.Sc. Gustavo Silva do Prado  
Coorientador - ICET / UNIP

  
Profª. D.Sc. Rosane Hein de Campos  
Examinadora Interna - PPGES / CT / UFES

  
Profª. D.Sc. Márcia Regina Pereira Lima  
Examinadora Externa - PPGTECS / IFES

  
Prof. D.Sc. Neyson Martins Mendonça  
Examinador Externo - ITEC / UFPA

## DEDICATÓRIA

A meu companheiro, a minha família e amigos,  
sócios da alegria que eu gosto de levar.

## **AGRADECIMENTOS**

Esse, como muitos outros sonhos da minha vida, foi construído por diversas mãos. Mãos estas que forneceram o seu melhor, na forma de serviço, ideias, palavras de incentivo e abraços de conforto. Assim sendo, uma página é pouco para transcrever minha gratidão. Agradeço:

Ao Vinícius, meu marido e companheiro de uma vida, pelo apoio incondicional, pelos ouvidos e abraço acolhedor e por me mostrar que é possível ser melhor a cada dia.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Renato Ribeiro Siman, pela oportunidade de realização desta pesquisa, por ter acreditado no meu potencial e por todas as contribuições assertivas para a realização desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Gustavo Silva do Prado, por toda sua ajuda, disponibilidade em compartilhar seu conhecimento e tempo.

A Cesan, pela concessão das horas necessárias para a realização da pesquisa e apoio técnico no fornecimento de dados e equipamento, em especial a Luciana da Silva Canuto e Luiz Antônio Goulart.

Aos meus gestores, Vanderlei e Maria José, pela confiança depositada em mim durante esses anos, que foram fundamentais para eu concluir a pesquisa.

A minha equipe, do I-PVN e do A-PSU, por toda compreensão, carinho e palavras de incentivo transmitidos durante esses anos.

A toda equipe da Rio Vivo – ETE Mulembá, em especial a Cristal Coser e ao Bruno Almeida, pela contribuição para a realização das análises, informações sobre dados operacionais e disponibilidade em me ajudar.

A Eliton, Everton e Jader, que não mediram esforços no desenvolvimento e montagem do equipamento utilizado para os ensaios de sedimentabilidade.

Ao Vinícius Motta, pela disponibilidade em me socorrer, sem receber nada em troca, na realização das análises de sólidos para este trabalho.

Ao Alan Torres, por toda ajuda e conhecimento transmitido nas análises estatísticas.

Aos colegas da turma do mestrado, pelos momentos de dificuldade e alegria compartilhados.

Ao meu pai, Selésio, pela paciência, amor incondicional e tempo dedicado a mim. E a minha mãe, Maria José, esteja onde estiver, tenho certeza que ainda intercede por mim.

Ao meu irmão, Wallace, pelo companheirismo de uma vida toda e pelo pacote tão recheado de amor que ele e Renata me deram neste momento tão tumultuado. César – a titia ama.

Aos meus amigos e familiares, por compreender a minha ausência e pelos bons momentos que sempre passamos juntos.

Ao LAGESA, pela aquisição das colunas de acrílico para montagem do equipamento.

E por último e não menos importante, não podia deixar de agradecer a BR 262. Foi minha companheira em mais de 21 mil quilômetros rodados. Obrigada por me permitir trafegar ilesa de acidentes, multas e incidentes.

A todos os demais, que de alguma forma colaboraram para a realização desta etapa pessoal e profissional, vocês terão minha eterna gratidão!

## EPÍGRAFE

*“Não deixe que ninguém te tire o sorriso  
Há sempre alguma coisa para celebrar”*

Gente Feliz – Vanessa da Mata

## RESUMO

A tecnologia de lodo ativado é amplamente utilizada no tratamento de águas residuárias em todo o mundo. Entretanto, sua performance está condicionada a uma eficiente separação de sólidos-líquido. Diante disso, esta pesquisa buscou avaliar os fatores que interferem na sedimentabilidade de lodo secundário do sistema de Lodo Ativado UNITANK da ETE Mulembá II, implantada em Vitória-ES. Para tal, a metodologia proposta determinou experimentalmente as características da sedimentabilidade do lodo amostrado diretamente da ETE, transcritas nas constantes de Vesilind ( $k$  e  $v_0$ ) e índice volumétrico de lodo (IVL) e suas derivações, além de ter aferido as correlações que esses parâmetros de sedimentabilidade poderiam ter com diversos outros parâmetros de monitoramento operacional da ETE. Finalmente, buscou-se validar a utilização do IVL como indicador da operação de sedimentação do lodo da ETE Mulembá II. Como resultados, percebeu-se que com 56%, 88%, 19% e 94% de frequências, os resultados de IVL, IVL Diluído (IVLD),  $k$  e  $v_0$  possibilitaram caracterizar o lodo da ETE como de “boa” sedimentabilidade, registrando resultados médios de 100 ml/g, 80 mg/l, 0,39 l/g e 13,92 m/h respectivamente. Os fatores mais relevantes que correlacionaram (95% de confiança) moderadamente com a variável  $IVL_{ETE}$  foram Nitrogênio-NTK,  $DBO_5$  no efluente final e Contagem de Bactérias Filamentosas. Já a variável IVLD obteve correlação de moderada a forte com os fatores Relação A/M, Oxigênio Dissolvido no tanque de aeração e SST no efluente tratado. As variáveis Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e Relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  obtiveram correlação moderada com Temperatura e Contagem de Bactérias filamentosas. Já a constante  $k$ , os fatores correlacionaram (95% de confiança) moderadamente com Tempo de detenção hidráulica (TDH) no decantador e Cloreto. A constante  $v_0$  correlacionou-se moderadamente apenas com Nitrogênio- $NO_3$  no tanque de aeração. Por fim, pode-se afirmar que o IVL é um parâmetro significativo para representar as características da sedimentabilidade de lodo da ETE Mulembá II, não dispensando a necessidade de análises complementares para aferir sobre o processo de sedimentação de lodo da ETE Mulembá II.

Palavras-chave: Sedimentabilidade; Lodo ativado UNITANK; IVL; Constantes de Vesilind.

## ABSTRACT

Activated sludge technology is widely used in the treatment of wastewater around the world. However, its performance is conditioned to an efficient solid-liquid separation. In view of this, this research sought to evaluate the factors that interfere in the sedimentability of sludge from the WWTP Mulembá II, UNITANK activated sludge system, implemented in Vitória-ES. For this, the proposed methodology determined experimentally the sedimentability characteristics of the sludge sampled directly from the WWTP, transcribed in the Vesilind ( $k$  e  $v_0$ ) constants and the volumetric sludge index (IVL) and its derivations, besides having verified the correlations that these parameters sedimentability could have with several other operational monitoring parameters of the plant. Finally, the aim was to validate the use of IVL as an indicator of the sedimentation operation of the WWTP Mulembá II. The results of IVL, Diluted IVL (IVLD),  $k$  e  $v_0$  allowed to characterize the sludge as "good" sedimentability, recording results average of 100 ml/g, 80 mg/l, 0.39 l/g and 13.92 m/h respectively. The most relevant factors that correlated (95% confidence) moderately with the  $IVL_{WWTP}$  variable were Nitrogen-NTK,  $BOD_5$  in the final effluent and Filamentous Bacteria Count. The variable IVLD obtained a moderate to strong correlation with the factors F/M ratio, dissolved oxygen in the aeration tank and SST in the treated effluent. The variables Relationship  $IVL_{30}/IVL_{10}$  and Relation  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  obtained moderate correlation with Temperature and Filamentous Bacteria Count. At constant  $k$ , the factors correlated (95% confidence) moderately with Hydraulic Holding Time in the decanter and Chloride. The constant  $v_0$  was only moderately correlated with Nitrogen- $NO_3$  in the aeration tank. Finally, it can be affirmed that the IVL is a significant parameter to represent the sedimentability characteristics of the WWTP Mulembá II, not dispensing with the need for complementary analyzes to assess the sedimentation process of the WWTP Mulembá II.

Keywords: Sedimentability; Sludge activated UNITANK; IVL; Vesilind constants

## LISTA DE FIGURAS

Figura 01 – Esquema simplificado do sistema de lodo ativado com fluxo contínuo ..	27
Figura 02 – Fluxograma típico do sistema de lodo ativado convencional .....	29
Figura 03 – Fluxograma de um sistema de lodo ativado com aeração prolongada ..	30
Figura 04 – Esquema e descrição dos ciclos de um sistema de lodos ativados RBS considerando, em percentual, o volume ocupado pelo líquido, tempo de detenção, a finalidade e condição da aeração em cada tanque .....	31
Figura 05 – Condições hidráulicas de um sistema de lodo ativado UNITANK .....	34
Figura 06 – Fluxo de tratamento de um sistema UNITANK trifásico .....	36
Figura 07 – Descrição do Sistema Bardenpho – quatro estágios.....	36
Figura 08 – Esquema de um floco biológico de lodo ativado .....	38
Figura 09 – Gradiente de DBO e Oxigênio dissolvido ao longo de um floco típico ...	38
Figura 10 – Fatores que interferem na característica do floco .....	39
Figura 11 – Tipo de sedimentação gravitacional e a concentração de sólidos .....	45
Figura 12 – Sedimentação de partícula discreta em coluna (a) e em tanque de fluxo horizontal (b) .....	47
Figura 13 – Sedimentação de partícula floculenta em coluna (a) e em tanque de fluxo horizontal (b) .....	50
Figura 14 – Esquema para análise de sedimentação (coluna e gráfico) .....	51
Figura 15 – Sedimentação em zona de massa de sólidos em coluna.....	52
Figura 16 – Representação esquemática da sedimentação em zona e por compressão .....	56
Figura 17 – Esquema de realização do teste de IVL.....	60
Figura 18 – Representação do método de coluna de decantação para determinação da velocidade de sedimentação em zona .....	66
Figura 19 – Representação esquemática do teste de velocidade de sedimentação em batelada (a) e curva típica da interface sólidos-líquido (b) .....	67
Figura 20 – Curva típica dos valores do IVL em função da concentração da amostra .....	72
Figura 21 – Resumo das causas mais comuns relacionadas a má sedimentabilidade do lodo .....	74
Figura 22 – Crescimento disperso (a), floco biológico de características normais (b) e floco biológico filamentososo (c) .....	75
Figura 23 – Correlação de parâmetros de velocidade de sedimentação em zona com a abundância das bactérias filamentosas no lodo(a) e com a abundância das bactérias <i>M. parvicella</i> e <i>Chloroflexi</i> (b), incluindo as linhas de regressão e os valores de R <sup>2</sup> obtidos.....	79

Figura 24 – Comparação entre a contagem de abundância de bactérias filamentosas e IVL.....	82
Figura 25 – Efeito do pH na Velocidade de sedimentação em zona (a) e no Índice volumétrico de lodo em função do pH.....	92
Figura 26 – Vista geral das ETEs Mulembá após ampliação em 2012 – ETE Mulembá I (204l/s) a esquerda e ETE Mulembá II (360l/s) a direita .....	97
Figura 27 – Esquema simplificado do tratamento de efluentes na ETE Mulembá II .	99
Figura 28 – Esquema (a) e aparato experimental utilizado nos ensaios de sedimentação (b).....	107
Figura 29 – Figura esquemática do experimento utilizado para determinação da velocidade de sedimentação (a) e curva típica do deslocamento da interface sólido-líquido em função do tempo (b).....	109
Figura 30 – Curvas típicas do teste de sedimentabilidade (a) deslocamento da interface sólido-líquido de diferentes concentrações de liquor misto em função do tempo e (b) diagrama semilog das velocidades de sedimentação em zona (VSZ) versus a concentração de sólidos com base nos dados de (a) .....	109
Figura 31 – Sobreposição das séries de dados $IVL_{ETE}$ e $IVL_{Ensaio}$ .....	110
Figura 32 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) sem agitação.....	120
Figura 33 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) com intensidade de agitação 4 rpm.....	120
Figura 34 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) com intensidade de agitação 6 rpm.....	121
Figura 35 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) com intensidade de agitação 8 rpm.....	121
Figura 36 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) com intensidade de agitação 10 rpm.....	122
Figura 37 – Comportamento da constante $k$ (a) e da constante $v_0$ (b) em função da velocidade de agitação.....	122
Figura 38 – Ensaio de sedimentabilidade para as diferentes diluições: Ensaio 1 .	125
Figura 39 – Ensaio de sedimentabilidade para as diferentes diluições: Ensaio 2 .	126
Figura 40 – Resultados do IVL (a) e IVLD (b), distribuídos entre as faixas de classificação proposta por von Sperling e Froes (1999).....	129
Figura 41 – Histograma de frequência das análises de IVL (a) e IVLD (b), conforme classificação proposta por von Sperling e Froes (1999).....	129
Figura 42 – Estrutura do floco biológico observado na ETE Mulembá II nos dias 31.05.2017 (a) e 05.06.2017 (b).....	131
Figura 43 – Estrutura do floco biológico observado na ETE Mulembá II nos dias 05.07.2017 (a) e 19.07.2017 (b).....	132
Figura 44 – Diagrama do Ensaio 09 de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) com agitação de 4 rpm.....	133

Figura 45 – Resultados das constantes $k$ (a) e $v_0$ (b), distribuídos entre as faixas de classificação proposta por van Haandel e Marais (1999).....	135
Figura 46 – Histograma de frequência das análises de $k$ (a) e $v_0$ (b), conforme classificação proposta por van Haandel e Marais (1999).....	136
Figura 47 – Histograma de frequência das análises de $IVL_{ETE}$ (a) e concentração SST no efluente final realizadas na ETE Mulembá II no período de 16.03.2012 a 23.07.2017 .....	138
Figura 48 – Boxplot do comportamento do $IVL_{ETE}$ nas diferentes condições de clima .....	142
Figura 49 – Histograma de frequência da vazão de estrada (esgoto bruto) da ETE Mulembá II no período de 16.03.2012 a 23.07.2017.....	143
Figura 50 – Diagrama de dispersão dos valores de $IVL_{ETE}$ e da Contagem de Bactérias Filamentosas da ETE Mulembá II no período de 18.01.2016 a 19.07.2017.....	149
Figura 51 – Histograma de frequência Contagem de Bactérias Filamentosas no período de 18.01.2016 a 23.07.2017 .....	150
Figura 52 – Histograma de frequência de $DBO_5$ (a) e Sólidos Sedimentáveis no efluente final da ETE Mulembá II no período de 16.03.2012 a 23.07.2017.....	151
Figura 53 – Resultados do $IVL_{Ensaio}$ (a) e da constante $k$ (b), distribuídos entre as faixas de classificação proposta por von Sperling e Froes (1999) e van Haandel e Marais (1999), respectivamente.....	159
Figura 54 – Resultados do $IVL$ (a) e da constante $k$ (b) sobrepostos.....	160
Figura 55 – Resultados do $IVLD$ (a) e da constante $k$ (b), distribuídos entre as faixas de classificação proposta por von Sperling e Froes (1999) e van Haandel e Marais (1999), respectivamente.....	160
Figura 56 – Resultados do $IVLD$ (a) e da constante $k$ (b) sobrepostos .....	161
Figura 57 – Resultados da Relação $IVL_{30}/IVL_{10}$ e da constante $v_0$ , distribuídos entre as faixas de classificação proposta por van Haandel e Marais (1999).....	162
Figura 58 – Resultados da Relação $IVLD_{30}/IVLD_{10}$ e da constante $v_0$ , distribuídos entre as faixas de classificação proposta por van Haandel e Marais (1999).....	162
Figura A.1 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 01 (a) e correlação semilog (b) realizado em 17.02.2017.....	181
Figura A.2 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 02 (a) e correlação semilog (b) realizado em 28.02.2017.....	181
Figura A.3 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 03 (a) e correlação semilog (b) realizado em 05.04.2017.....	182
Figura A.4 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 04 (a) e correlação semilog (b) realizado em 13.04.2017.....	182
Figura A.5 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 05 (a) e correlação semilog (b) realizado em 20.04.2017.....	183
Figura A.6 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 06 (a) e correlação semilog (b) realizado em 05.05.2017.....	183

Figura A.7 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 07 (a) e correlação semilog (b) realizado em 10.05.2017.....	184
Figura A.8 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 08 (a) e correlação semilog (b) realizado em 16.05.2017.....	184
Figura A.9 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 09 (a) e correlação semilog (b) realizado em 25.05.2017.....	185
Figura A.10 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 10 (a) e correlação semilog (b) realizado em 01.06.2017.....	185
Figura A.11 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 11 (a) e correlação semilog (b) realizado em 08.06.2017.....	186
Figura A.12 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 12 (a) e correlação semilog (b) realizado em 18.06.2017.....	186
Figura A.13 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 13 (a) e correlação semilog (b) realizado em 23.06.2017.....	187
Figura A.14 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 14 (a) e correlação semilog (b) realizado em 29.06.2017.....	187
Figura A.15 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 15 (a) e correlação semilog (b) realizado em 06.07.2017.....	188
Figura A.16 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 16 (a) e correlação semilog (b) realizado em 19.07.2017.....	188
Figura D.1 – Gráficos de dispersão da constante $k$ obtida nos ensaios de sedimentabilidade e pelos modelos matemáticos .....	194
Figura D.2 – Gráficos de dispersão da constante $v_0$ obtida nos ensaios de sedimentabilidade e pelos modelos matemáticos .....	195

## LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Efeito da temperatura sobre os parâmetros de sedimentabilidade do lodo .....	89
Tabela 02 – Dimensão dos tanques A/E, B/D e C da ETE Mulembá II .....	100
Tabela 03 – Característica das amostras contidas nas colunas de sedimentação .	102
Tabela 04 – Valores das constantes $k$ e $v_0$ em função da velocidade de agitação aplicada no teste inicial .....	123
Tabela 05 – Valores dos Coeficientes de Correlação Intraclasse (CCI) mensurados a partir das três medidas do deslocamento da interface para cada diluição estudada .....	127
Tabela 06 – Valores de IVL e suas variações obtidos nos 16 ensaios.....	128
Tabela 07 – Valores de $k$ e $v_0$ obtidos nos 16 ensaios de realizados na ETE Mulembá II, com agitação de 4 rpm .....	134
Tabela 08 – Valores das constantes $k$ e $v_0$ encontrados por Paula (2014) e seus respectivos coeficientes de variação .....	136
Tabela 09 – Valores das correlações significativas e os respectivos <i>valor-p</i> mensurados a partir das variáveis IVL e SST no efluente final .....	140
Tabela 10 – <i>Valor-p</i> mensurados no teste de Kruskal-Wallis a partir da variável independente “Clima” .....	141
Tabela 11 – <i>Valor-p</i> mensurados no teste de Dunn a partir da variável Clima.....	141
Tabela 12 – Valores das correlações e os respectivos <i>valor-p</i> mensurados a partir das variáveis $k$ e $v_0$ , obtidas durante os ensaios de sedimentabilidade de lodo .....	153
Tabela 13 – Valores das correlações e os respectivos <i>valor-p</i> mensurados a partir da variável Cloreto, obtida no monitoramento da ETE Mulembá de 17.02.2017 a 19.07.2017 .....	157
Tabela 14 – Valores das correlações e os respectivos <i>valor-p</i> mensurados a partir das cinco variáveis obtidas nos 16 ensaios de sedimentabilidade de lodo.....	158
Tabela 15 – Valores das regressões mensuradas a partir dos resultados das aplicações dos 20 modelos propostos por diversos autores .....	163
Tabela A.1 – Condições operacionais da ETE Mulembá II durante a coleta de liquor misto para a realização dos ensaios de sedimentabilidade .....	180
Tabela B.1 – Estatística descritiva das variáveis secundárias da ETE Mulembá II .	189
Tabela B.2 – Espécies encontradas nas análises microbiológicas da ETE Mulembá II .....	191
Tabela C.1 – Valores das correlações e os respectivos <i>valor-p</i> mensurados a partir das variáveis primárias e secundárias analisadas .....	192

## LISTA DE QUADROS

Quadro 01 – Agrupamento de microrganismos de diversos gêneros frequentemente encontrados no floco biológico .....	40
Quadro 02 – Microrganismos indicadores das condições de depuração .....	41
Quadro 03 – Tipos de sedimentação gravitacional aplicadas ao tratamento de esgoto .....	46
Quadro 04 – Valores típicos para o projeto de decantadores secundários .....	55
Quadro 05 – Interpretação do resultado do IVL .....	60
Quadro 06 – Faixa de valores típicos do IVL de acordo com as suas quatro variantes .....	62
Quadro 07 – Valores típicos para o IVL de acordo com as suas quatro variantes ....	62
Quadro 08 – Críticas ao IVL .....	65
Quadro 09 – Parâmetros de qualificação da sedimentabilidade do lodo ativado de acordo com as constantes de Vesilind .....	69
Quadro 10 – Bactérias filamentosas encontradas no lodo ativado e as condições operacionais .....	77
Quadro 11 – Contagem de abundância das bactérias filamentosas .....	81
Quadro 12 – Resumo das características das espumas identificadas nos sistemas de lodo ativado e as causas relacionadas .....	88
Quadro 13 – Matriz da pesquisa .....	96
Quadro 14 – Interpretação da reprodutibilidade de um estudo por meio do CCI ....	103
Quadro 15 – Variáveis primárias e secundárias analisadas .....	111
Quadro 16 – Avaliação qualitativa do grau de correlação entre duas variáveis .....	116
Quadro 17 – Modelos de estimativa para $v_0$ e $k$ propostos por diversos autores ....	118

## LISTA DE SIGLAS

A/M	Relação alimento / microrganismo (kgDBO/kg SSV)
Ca <sup>2+</sup>	íon Cálcio
CCI	Coeficiente de correlação intraclasses
CSA	Carga de sólidos aplicada (kg/m <sup>2</sup> .h)
CV	Coeficiente de variação (%)
DBO <sub>5</sub>	Demanda bioquímica de oxigênio (mg O <sub>2</sub> /l)
DQO	Demanda química de oxigênio (mg O <sub>2</sub> /l)
DVLO	Teoria de Derjarguin, Landau, Verwey e Overbeek
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IVL	Índice volumétrico de lodo (ml/g)
IVL <sub>ETE</sub>	Índice volumétrico de lodo obtido pelos dados secundários (ml/g)
IVL <sub>Ensaio</sub>	Índice volumétrico de lodo obtido nos ensaios de sedimentabilidade (ml/g)
IVL <sub>10</sub>	Índice volumétrico de lodo com 10 minutos de sedimentação (ml/g)
IVL <sub>30</sub>	Índice volumétrico de lodo com 30 minutos de sedimentação (ml/g)
IVLA	Índice volumétrico de lodo agitado (ml/g)
IVLA <sub>3,5</sub>	Índice volumétrico de lodo agitado a concentração de 3,5gSST/l (ml/g)
IVLD	Índice volumétrico de lodo diluído (ml/g)
K	Constante de compressibilidade de lodo (l/g)
K <sup>+</sup>	íon Potássio
LA	Lodo ativado
Mg <sup>2+</sup>	íon Magnésio
Na <sup>+</sup>	íon Sódio
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	íon Amônia
N-NH <sub>4</sub>	Nitrogênio amoniacal (mg N-NH <sub>4</sub> /l)
N-NO <sub>2</sub>	Nitrito (mg N-NO <sub>2</sub> /l)

N-NO <sub>3</sub>	Nitrato (mg N-NO <sub>3</sub> /l)
NT	Nitrogênio total (mg NT/l)
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl (mg N-NTK/l)
OD	Oxigênio dissolvido (mg O <sub>2</sub> /l)
pH	Potencial hidrogeniônico
RBS	Reator em bateladas sequenciais
RPM	Rotações por minuto
SSed	Sólidos sedimentáveis (ml/l)
SSLM	Sólidos suspensos no liquor misto (mg/l)
SST	Sólidos suspensos totais (mg/l)
SSV	Sólidos suspensos voláteis (mg/l)
TDH	Tempo de detenção hidráulica (hora)
TES	Taxa de escoamento superficial (m/h ou m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h)
UASB	Reator anaeróbio de fluxos ascendente
UCT	<i>University Cape Town</i>
v <sub>0</sub>	Velocidade de sedimentação inicial (m/h)
VSZ	Velocidade de sedimentação em zona (m/h)

# SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>21</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>23</b>
2.1. OBJETIVO GERAL .....	23
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	23
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>24</b>
3.1. ESGOTO SANITÁRIO .....	24
3.2. SISTEMA DE LODO ATIVADO .....	25
<b>3.2.1. Fluxo contínuo</b> .....	<b>27</b>
<b>3.2.2. Reator em bateladas sequenciais</b> .....	<b>30</b>
<b>3.2.3. Sistema Lodo Ativado tipo UNITANK</b> .....	<b>32</b>
<b>3.2.4. Composição do lodo biológico</b> .....	<b>36</b>
3.3. TEORIA DA SEDIMENTAÇÃO GRAVITACIONAL .....	42
<b>3.3.1. Sedimentação de Partículas Discretas</b> .....	<b>47</b>
<b>3.3.2. Sedimentação Floculenta</b> .....	<b>49</b>
<b>3.3.3. Sedimentação em Zona</b> .....	<b>51</b>
3.3.3.1. Separação de sólidos em decantadores secundários.....	53
<b>3.3.4. Sedimentação por Compressão</b> .....	<b>56</b>
3.4. MECANISMOS PARA AVALIAÇÃO DA SEDIMENTABILIDADE DO LODO.....	58
<b>3.4.1. Índice Volumétrico de Lodo</b> .....	<b>59</b>
<b>3.4.2. Velocidade de Sedimentação em Zona</b> .....	<b>65</b>
<b>3.4.3. Relação IVL x Constantes de Vesilind</b> .....	<b>70</b>
3.5. FATORES QUE INTERFEREM NA SEDIMENTABILIDADE DO LODO .....	73
<b>3.5.1. Composição do Floco Biológico</b> .....	<b>74</b>
3.5.1.1. <i>Bulking</i> filamentosos.....	75
3.5.1.2. <i>Bulking</i> viscoso ou não-filamentosos .....	82
3.5.1.3. Crescimento disperso .....	83
3.5.1.4. Espuma.....	86
<b>3.5.2. Temperatura</b> .....	<b>88</b>
<b>3.5.3. pH</b> .....	<b>91</b>
<b>3.5.4. Gases</b> .....	<b>92</b>
<b>4. METODOLOGIA</b> .....	<b>95</b>
4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	97
<b>4.1.1. Tratamento da fase líquida</b> .....	<b>98</b>
<b>4.1.2. Tratamento da fase sólida</b> .....	<b>101</b>

4.2. ETAPA I - CONDIÇÕES IDEAIS PARA DETERMINAÇÃO DA VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO EM ZONA (VSZ).....	101
4.3. ETAPA II – ENSAIOS DE SEDIMENTABILIDADE.....	103
<b>4.3.1. Determinação do índice volumétrico de lodo – IVL.....</b>	<b>104</b>
<b>4.3.2. Determinação das constantes de Vesilind – k e <math>v_0</math>.....</b>	<b>105</b>
4.4. ETAPA III – ANÁLISES DOS FATORES QUE INTERFEREM NA SEDIMENTABILIDADE DE LODO .....	110
4.5. ETAPA IV - RELAÇÃO DO IVL COM AS CONSTANTES DE VESILIND (k E $v_0$ ) .....	116
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>119</b>
5.1. AVALIAÇÃO DE CONDIÇÕES OPERACIONAIS PARA SISTEMA PILOTO DE DETERMINAÇÃO DE VSZ .....	119
<b>5.1.1. Influência da intensidade de agitação.....</b>	<b>119</b>
<b>5.1.2. Repetitividade dos ensaios de sedimentabilidade .....</b>	<b>124</b>
5.2. ANÁLISE DE SEDIMENTABILIDADE DE LODO AERÓBIO DA ETE MULEMBÁ II.....	127
<b>5.2.1. Ensaios de Índice Volumétrico de Lodo (IVL) .....</b>	<b>127</b>
<b>5.2.2. Ensaios de Velocidade de Sedimentação em Zona (VSZ) .....</b>	<b>133</b>
5.3. FATORES QUE INFLUENCIARAM NA SEDIMENTABILIDADE DE LODO DA ETE MULEMBA II .....	137
<b>5.3.1. Correlação entre o IVL e suas derivações e os dados de monitoramento da ETE Mulembá II .....</b>	<b>138</b>
<b>5.3.2. Correlação entre as constantes de Vesilind e os dados de monitoramento da ETE Mulembá II .....</b>	<b>153</b>
5.4. REPRESENTATIVIDADE ENTRE IVL E AS CONSTANTES DE VESILIND .....	158
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>165</b>
<b>7. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>168</b>
<b>APÊNDICE A – ENSAIOS DE VSZ .....</b>	<b>180</b>
<b>APÊNDICE B – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS SECUNDÁRIAS.....</b>	<b>189</b>
<b>APÊNDICE C – ANÁLISE DE CORRELAÇÕES .....</b>	<b>192</b>
<b>APÊNDICE D – ANÁLISE DE REGRESSÃO .....</b>	<b>194</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A remoção de matéria em suspensão da água é um dos principais objetivos do tratamento de águas residuárias, sejam elas de origem urbana ou industrial. Metcalf e Eddy (2016) descrevem que o conteúdo de sólidos totais é a característica física mais importante daqueles presentes nas águas residuárias. Segundo os autores, estes sólidos podem ser compostos de materiais flotante, sedimentável, coloidal e dissolvido. Dessa forma, é necessário a definição de técnicas de separação sólidos-líquido eficientes para proporcionar uma baixa concentração de sólidos suspensos no efluente. Na maioria das estações de tratamento de esgoto – ETE esse processo se dá pela sedimentação de biomassa em decantadores secundários/decantadores (LI; STENSTROM, 2016).

Dentre as tecnologias de tratamento de esgoto existentes e difundidas pelo mundo, o sistema de lodo ativado é a mais amplamente utilizada para o tratamento de águas residuais no planeta (SEMBLANTE *et al.*, 2016). Jassby, Xiao e Schuler (2014) atribuem esse cenário à alta eficiência que essa tecnologia tem demonstrado na remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica e, dependendo da configuração do sistema, até mesmo nutrientes. Inocencio (2012) acrescenta que a eficiência do sistema compensa o elevado investimento para implantação e operação do lodo ativado, pois elimina os custos relacionados com a mitigação relacionada com a ineficiência de tratamento.

Ressalta-se que a performance do processo de tratamento de lodos ativados está condicionada a uma eficiente separação de sólidos-líquido, que por sua vez é fortemente dependente das propriedades de sedimentação da biomassa e das condições operacionais do sistema (VANDERHASSELT; VERSTRAETE, 1999; GOVOREANU *et al.*, 2003; AMANATIDOU *et al.*, 2015; LI; STENSTROM, 2016). Martins *et al.* (2003) ressaltam que a descarga de sólidos em suspensão junto com o efluente tratado acarreta diminuição da capacidade de tratamento do sistema, interferindo no aumento de custos operacionais, descumprimento de padrões de lançamento e perda da capacidade de reuso do efluente.

Segundo Sousa (2011), as características fisiológicas do lodo ativado são muito complexas, incluindo espécies, populações e interações diversas entre os microrganismos que compõe a biomassa. A diversidade e proporção destes

microrganismos são determinadas pelas condições de funcionamento do reator, incluindo a carga orgânica, tempo de retenção, disponibilidade de substratos e nutrientes, temperatura e concentração de oxigênio dissolvido, dentre outros.

Assim sendo, a otimização em sistemas de lodo ativado deve transcender não somente o pleno conhecimento dos processos biológicos, mas também o conhecimento das propriedades mecânicas da biomassa, traduzidas nas constantes de sedimentabilidade (compressibilidade -  $k$  e velocidade -  $v_0$ ) e no índice volumétrico de lodo - IVL. O conhecimento dessas propriedades pode auxiliar em implementação de ações rápidas de controle do processo (SILVA FILHO, 2014).

Apesar da extensa quantidade de pesquisas realizadas e em andamento em todo o mundo sobre os problemas advindos de uma ineficiente sedimentação do lodo, uma solução abrangente e definitiva parece ainda não estar disponível (MARTINS *et al.*, 2003). Dessa forma, propõe-se como problema de pesquisa avaliar as características da sedimentabilidade de lodo da Estação de Tratamento de Esgoto Mulembá II no município de Vitória, bem como os fatores que interferem neste processo fundamental para a garantia da eficiência da Estação.

Para entendimento do leitor, esta pesquisa está organizada em sete capítulos: Sendo:

O primeiro capítulo tratou a descrição introdutória da dissertação, especificando o problema de pesquisa; o segundo capítulo contou com a definição dos objetivos principal e secundários desse trabalho. O terceiro capítulo apresenta a revisão bibliográfica acerca das questões envolvidas nas características da sedimentabilidade do lodo e os fatores que podem interferir na sua dinâmica, fornecendo a base para este estudo.

O quarto capítulo apresentou toda metodologia, métodos e ferramentas utilizados para alcançar os objetivos propostos. No quinto capítulo foram expostos os resultados alcançados de acordo com os respectivos objetivos específicos, concomitantemente com as discussões. No sexto capítulo o leitor pode conhecer as conclusões sobre o tema, as limitações da pesquisa e sugestões para trabalhos futuros. Finalmente, no último capítulo são apresentadas as referências bibliográficas utilizadas na elaboração desta dissertação.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desta pesquisa é avaliar os fatores que interferem na sedimentabilidade de lodo no decantador secundário do sistema de Lodo Ativado tipo UNITANK da ETE Mulembá II, implantada em Vitória-ES, UNITANK por meio de ensaios de sedimentação de lodo e histórico de monitoramento da ETE.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para tal, serão implementados os seguintes objetivos específicos:

1. Determinar as condições operacionais ideais (representatividade de respostas e influência da velocidade de agitação) de equipamento piloto empregado na avaliação de velocidade de sedimentação de lodo aeróbio;
2. Avaliar a sedimentabilidade do lodo por meio dos ensaios de Índice Volumétrico de Lodo e de suas propriedades mecânicas, traduzidas na determinação da velocidade inicial de sedimentação ( $v_0$ ) e compressibilidade ( $k$ );
3. Avaliar as correlações entre as variáveis operacionais da ETE Mulembá II e os parâmetros que interferem na sedimentabilidade do lodo; e
4. Avaliar a representatividade do ensaio de Índice Volumétrico de Lodo (IVL) como parâmetro significativo para a avaliação da sedimentabilidade no decantador secundário.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. ESGOTO SANITÁRIO

Esgoto doméstico é, essencialmente, água de abastecimento de uma população após seu uso em uma variedade de aplicações, contendo compostos que, sem que haja tratamento adequado, a tornam imprópria para a maioria dos usos (METCALF; EDDY, 2016). Os compostos contidos no esgoto constituem apenas 0,1%, sendo o restante (99,9%) simplesmente água (von SPERLING; CHERNICHARO, 2005a; JORDÃO; PESSOA, 2011).

Esses compostos presentes no esgoto bruto se configuram na massa líquida como sólidos em suspensão, solúveis e coloidais. A remoção total ou parcial de sólidos em suspensão e coloides pode ser obtida por meio de processos de tratamento biológicos, físicos e químicos (ARANEDA, *et al.*, 2017).

Divido a elevada carga orgânica, microrganismos patogênicos e nutrientes presentes no esgoto doméstico, ele deve ser, de forma imediata e segura, afastado das suas fontes geradoras, sequenciado a um processo de tratamento, preferencialmente por meio de uma tecnologia que contemple a remoção de nutrientes (GE *et al.*, 2010), com reuso ou disposição final do efluente tratado. Esses processos, afastamento e tratamento, tornaram-se essenciais para garantir a segurança da saúde pública e do meio ambiente (von SPERLING; CHERNICHARO, 2005a; METCALF; EDDY, 2016).

O tratamento de esgoto foi, inicialmente, desenvolvido com enfoque na saúde pública e nas condições adversas causadas pela descarga de esgotos no ambiente. Somado a isso, o desenvolvimento das cidades reduziu a disponibilidade de áreas necessárias para tratamento e disposição principalmente para irrigação e infiltração intermitente, métodos estes comumente empregados no início do Século XX. Diante disso, tornou-se necessário desenvolver novos métodos de tratamento projetados para obter melhor eficiência de remoção de contaminantes e utilizar menores áreas para instalação (METCALF; EDDY, 2016).

Os métodos de tratamento nos quais a remoção de constituintes é efetuada pela atividade biológica são conhecidos como processos biológicos. Esses métodos reproduzem em condições controladas e em taxas mais elevadas (menor tempo de detenção e volume dos tanques), os processos naturais de depuração que ocorrem em um corpo d'água após lançamento de efluente (von SPERLING, 2002).

O tratamento biológico é utilizado, primariamente, para remover substâncias orgânicas biodegradáveis, coloidais ou dissolvidas encontradas no esgoto. Basicamente, essas substâncias são convertidas em gases, que escapam para a atmosfera; em produtos mineralizados inertes ou/e em tecido celular biológico. Esses dois últimos subprodutos podem ser removidos por sedimentação, ou por outro processo de separação. O tratamento biológico de efluentes pode ser configurado para promover a remoção de nutrientes do esgoto, especialmente nitrogênio e fósforo (METCALF; EDDY, 2016). Os processos biológicos de tratamento de esgotos podem ser classificados como aeróbios e anaeróbios. Na próxima seção será descrito o sistema aeróbio de tratamento de efluentes com ênfase no sistema de lodos ativados.

### 3.2. SISTEMA DE LODO ATIVADO

Nos sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias, o oxigênio é um elemento fundamental para que os microrganismos aeróbios possam degradar a matéria orgânica e oxidar compostos presentes no esgoto (COSTA; FERREIRA; van HAANDEL, 2007).

Atualmente, o sistema de lodo ativado é a tecnologia biológica mais comum utilizada para o tratamento das águas residuais domésticas ao redor do mundo (BENTO *et al.*, 2005, LI; STENSTROM, 2016; JONES; SCHULER, 2010; SEMBLANTE *et al.*, 2016). Esse cenário deve-se principalmente pela alta eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes alcançada, associada à pequena área de implantação requerida, quando comparada a utilizada outros sistemas de tratamento (SCHULER; JANG, 2007; JONES; SCHULER, 2010; DOMINIAK *et al.*, 2011).

Segundo Bento *et al.* (2005), o princípio do processo de lodo ativado baseia-se na oxidação bioquímica dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes no esgoto, mediada por uma população microbiana diversificada e mantida em suspensão num meio aeróbio (em presença de oxigênio).

De forma simplificada e generalizada, Jordão e Pessoa (2011) descrevem a dinâmica do funcionamento de uma ETE que utiliza a tecnologia de lodo ativado: após tratamento primário (gradeamento e desarenação), o esgoto bruto entra em contato com o lodo ativo e são misturados, agitados e aerados em tanques denominados reatores de aeração. A ocorrência de mistura completa nesta etapa garante que a

biomassa entre em contato e metaboliza o material orgânico presente no afluente. O líquido dentro do reator é denominado liquor misto.

Em seguida, ocorre a separação do lodo ativo do líquido por sedimentação em decantadores secundários. A maior parte do lodo ativo, sedimentado nos decantadores secundários, retorna para o processo, enquanto uma parcela, denominada lodo de excesso, é descartada para tratamento (digestão, adensamento e/ou desague) e destinação final ou reuso. O esgoto tratado é coletado por meio de canaletas vertedoras do decantador secundário no qual ocorreu a separação de fases, caracterizando o efluente final.

No estudo realizado por Oliveira e von Sperling (2005), o desempenho dos sistemas de lodo ativado foi o mais elevado dentre os sistemas de tratamento de esgoto doméstico em operação no Brasil, considerando a remoção de matéria orgânica. Os autores avaliaram além do sistema de lodo ativado, os sistemas de tratamento tipo fossa séptica seguida de filtro anaeróbio, lagoas facultativas, lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, reatores UASB sem pós-tratamento, reatores UASB seguidos de pós-tratamento.

A eficiência do processo de tratamento dependerá, dentre outros fatores, da capacidade de floculação da biomassa ativa e da composição dos flocos formados (BENTO *et al.*, 2005), visto que esses fatores interferem diretamente na sedimentabilidade do lodo.

Considerando o dinamismo dos mecanismos biológicos e mecânicos de sistemas de lodo ativado para tratamento de águas residuárias, diferentes configurações de operação foram pesquisadas e implementadas de forma a atender as demandas de tratamento de águas residuárias, variando a sua configuração, regimes hidráulico, tempo de permanência do lodo dentro do reator, uso de tecnologias de automação, dentre outros (VERSTRAETE; PHILIPS, 1998; PAULA, 2014).

Existem muitos fatores que contribuem para a seleção do processo de tratamento de águas residuais aplicado, tais como características distintas de cada tecnologia, eficiência do tratamento, as condições naturais, situações sociais, mesmo as orientações dos projetistas (QIU; SHI; HE, 2010).

Existem diversas variantes do processo de lodos ativados (von SPERLING, 2002). Dentre esse conceito eles podem ser classificados como:

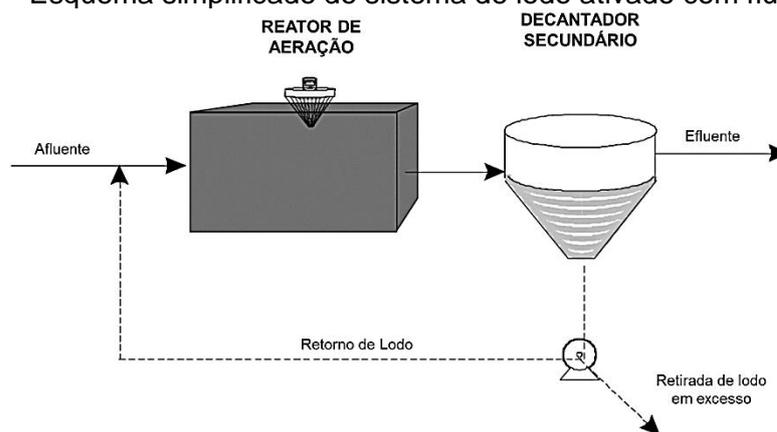
- Quanto à idade do lodo:
  - Lodo ativado convencional;
  - Lodo ativado com aeração prolongada.
- Quanto ao fluxo:
  - Contínuo;
  - Intermitente (batelada).

Para remoção de matéria orgânica e nutrientes, geralmente são utilizados reatores em série, operados em condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias (METCALF; EDDY, 2016). Os tipos de processos de lodos ativados principais, fluxo contínuo (convencional e aeração prolongada) e batelada sequencial serão descritos resumidamente a seguir.

### 3.2.1. Fluxo contínuo

De forma simplificada e objetiva, como pode ser visualizado na Figura 01, o sistema de lodo ativado de fluxo contínuo é composto por um tanque de aeração, onde ocorre a degradação da matéria orgânica, associado a um decantador secundário, onde ocorre separação sólidos-líquido, como a sedimentação do lodo biológico (MARTINS NETO, 2014).

Figura 01 – Esquema simplificado do sistema de lodo ativado com fluxo contínuo



Fonte: von Sperling e Chernicharo (2005b, tradução nossa).

Parte do lodo sedimentado no decantador secundário é recirculado para o tanque de aeração, incrementando a concentração da biomassa no tanque, com o objetivo de aumentar a eficiência do sistema. O lodo em excesso é descartado do fundo do

decantador secundário para o tratamento e desague do lodo. O descarte de lodo de forma racional permite o controle da idade do lodo dos sistemas de lodo ativado.

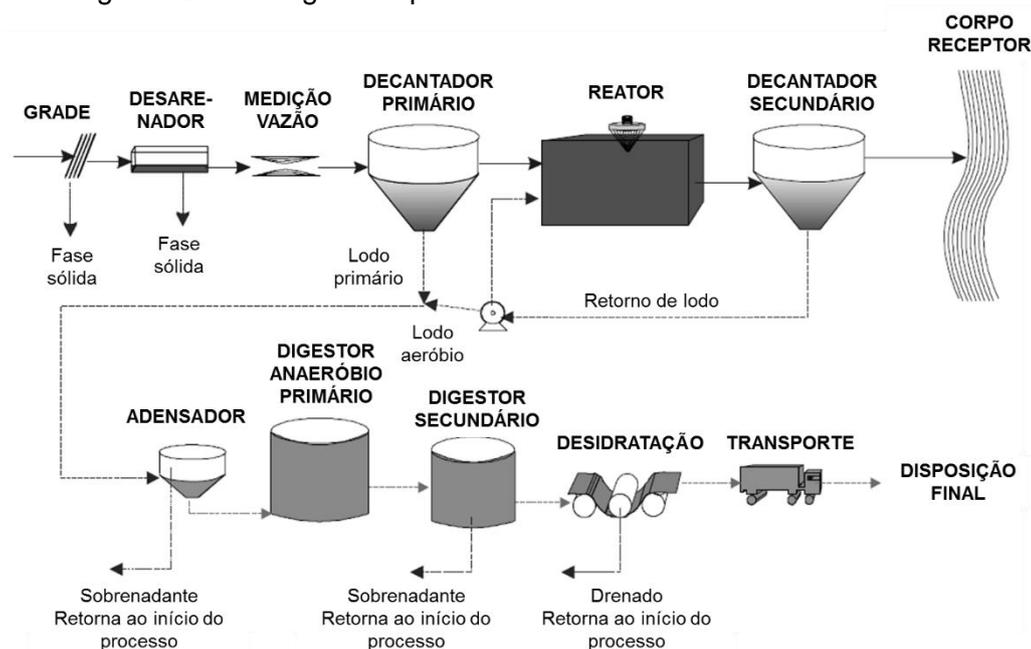
Sendo um dos parâmetros operacionais mais importantes de um sistema de lodo ativado, a idade do lodo, também chamado de tempo de residência celular, é o tempo médio de permanência dos sólidos biológicos no sistema de tratamento, sendo definido pela razão entre a massa de lodo biológico presente no sistema e a massa de lodo biológico descarregada por dia (van HAANDEL; MARAIS, 1999)

Nos sistemas de alta taxa a idade de lodo é inferior a 3 dias (von SPERLING, 2002), e tempo de detenção hidráulica de 1 a 2 horas (van HAANDEL; MARAIS, 1999), realizando apenas a degradação da matéria orgânica, não ocorrendo o processo de nitrificação (MARTINS NETO, 2014). A disponibilidade abundante de alimento associado à baixa concentração de lodo ativo favorece o metabolismo exógeno das bactérias, ocasionando a geração de grandes quantidades de lodo, mas com baixa estabilidade. Diante disso, sistemas requerem tratamento posterior do lodo descartado (PAULA, 2014).

Segundo von Sperling (2002), nos sistemas de lodo ativado tipo convencional a idade do lodo é usualmente da ordem de 4 a 10 dias e o tempo de detenção hidráulica no reator, da ordem de 6 a 8 horas. A finalidade principal desse sistema é a remoção dos sólidos suspensos e da matéria orgânica presentes no efluente (JORDÃO; PESSOA, 2011; von SPERLING, 2002).

Esse sistema tem como parte integrante do processo de tratamento de efluentes o tratamento primário, como pode ser visto na Figura 02. O decantador primário propicia que parte da matéria orgânica em suspensão e sedimentável seja retirada antes do tanque de aeração. Essa medida permite uma economia no gasto de energia para aeração, bem como uma redução do volume do reator biológico. Em virtude da idade de lodo reduzida, a biomassa presente no lodo de excesso ainda requer uma etapa de estabilização da matéria orgânica presente nas células. Esse processo ocorre nos digestores (von SPERLING, 2002).

Figura 02 – Fluxograma típico do sistema de lodo ativado convencional

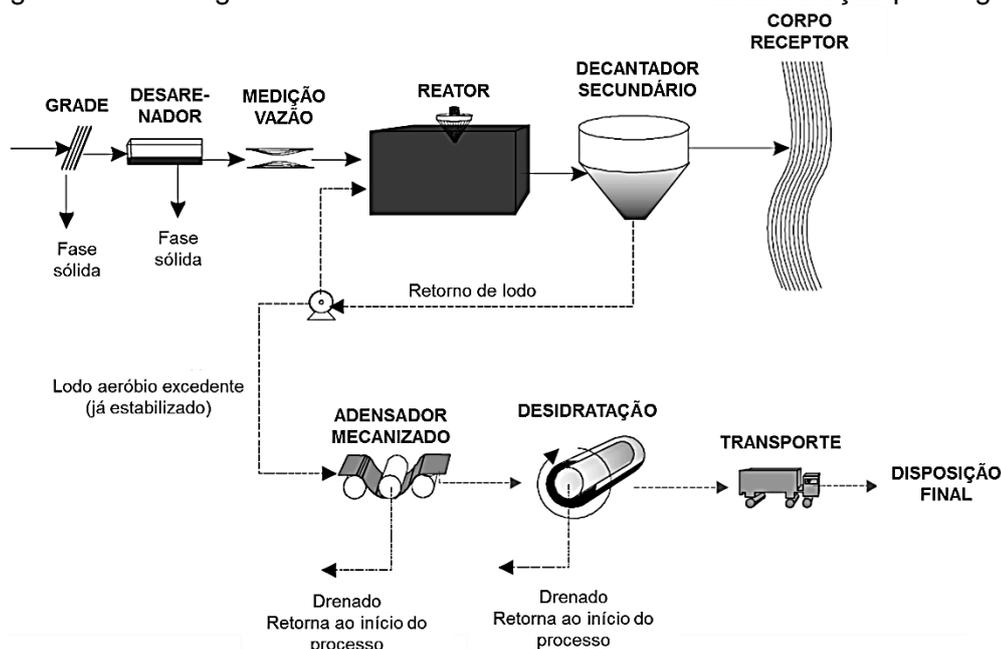


Fonte: von Sperling e Chernicharo (2005b, tradução nossa).

Os sistemas nos quais a biomassa permanece no sistema por períodos mais longos, da ordem de 18 a 30 dias são denominados aeração prolongada. A quantidade de biomassa e o volume do reator aeróbio são mais elevados quando comparados ao sistema convencional. O tempo de detenção hidráulica é em torno de 16 a 24 horas. Essa configuração cria um ambiente propício para que ocorra o processo de nitrificação (MARTINS NETO, 2014), bem como a estabilização da biomassa no próprio reator de aeração, visto que os microrganismos utilizam, de forma mais intensa, a matéria orgânica presente em suas células nos seus processos metabólicos.

Ao contrário do sistema convencional, o sistema de aeração prolongada usualmente não possui decantador primário, não havendo necessidade de tratamento posterior do lodo gerado durante o tratamento (como pode ser visualizado na Figura 03). A principal consequência dessa simplificação do sistema é o maior gasto de energia para aeração requerida para a estabilização do lodo.

Figura 03 – Fluxograma de um sistema de lodo ativado com aeração prolongada



Fonte: von Sperling e Chernicharo (2005b, tradução nossa).

Em contrapartida como o sistema é operado com baixa relação alimento/microrganismo, a reduzida disponibilidade de alimento e a elevada assimilação da matéria orgânica pela biomassa ativa fazem dessa configuração de lodo ativado uma das mais eficientes na remoção de  $DBO_5$  (van HAADEL; MARAIS, 1999; von SPERLING, 2002).

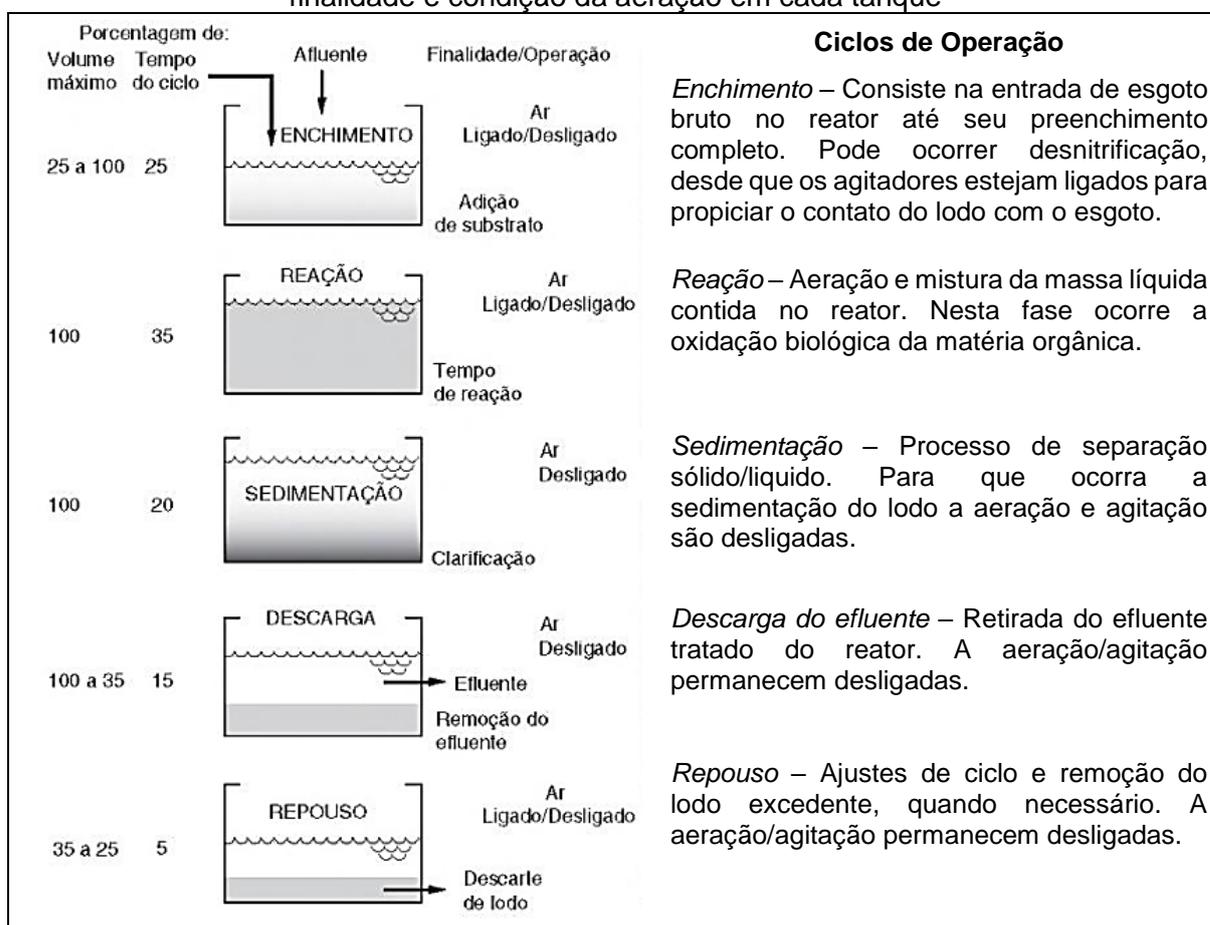
Segundo Liu *et al.* (2012), a relação alimento microrganismo (A/M) refere-se ao equilíbrio entre o fornecimento de alimentos e a massa de microrganismos no sistema. É um importante parâmetro operacional afetando a eficiência de remoção de matéria orgânica e as propriedades composição microbiana do lodo (LI; LI; YU, 2011).

### 3.2.2. Reator em bateladas sequenciais

O sistema RBS (reator em bateladas sequenciais) é uma modificação do sistema de lodo ativado de fluxo contínuo, quando não são verificadas entrada e saída contínua de efluente no mesmo reator (DUTTA; SARKAR, 2015). Esse modo de operação passou a ser muito utilizado a partir da década de 1970, em pequenas comunidades e instalações industriais com geração intermitente de efluentes (METCALF; EDDY, 2016).

A configuração desse sistema consiste em um único um reator do tipo carga e descarga, de mistura completa, no qual ocorrem todas as etapas de tratamento de lodo ativado (METCALF; EDDY, 2016). Isso é possível através do estabelecimento de ciclos de operação em intervalos de tempo definidos. A biomassa permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando a necessidade de recirculação de lodo, bem como unidades de decantação (von SPERLING, 2002; METCALF; EDDY, 2016), como pode ser visualizado na Figura 04.

Figura 04 – Esquema e descrição dos ciclos de um sistema de lodos ativados RBS considerando, em percentual, o volume ocupado pelo líquido, tempo de detenção, a finalidade e condição da aeração em cada tanque



Fonte: Elaborado a partir de von Sperling (2002) e Metcalf e Eddy (2016).

Devido à flexibilidade de desenho e melhor controle do processo obtida através evolução das pesquisas e da tecnologia, a utilização do processo RBS não tem se limitado apenas ao tratamento de esgoto. Segundo Dutta e Sarkar (2015), ele também encontrou ampla aceitação no tratamento biológico de efluentes industriais de complexa tratabilidade.

Para tratamento de forma contínua são necessários pelo menos dois reatores em paralelo, de maneira que enquanto um dos reatores está enchendo o outro está na no ciclo de reação/aeração, sedimentação e descarte do efluente final (METCALF; EDDY, 2016).

O processo de lodos ativados tipo RBS pode ser utilizado tanto na modalidade convencional, quanto na aeração prolongada, embora a segunda seja mais comum devido a simplicidade operacional (não exigir tratamento do lodo de excesso) (von SPERLING, 2002). Segundo Metcalf e Eddy (2016), para esses sistemas é possível incluir um tempo de espera, por meio da construção de uma unidade de equalização. Essa ação permite uma maior flexibilidade de operação e contenção de vazão excedente (cargas sazonais, períodos de chuva, manutenções operacionais, etc.).

Usualmente, o tempo de detenção hidráulica do sistema varia entre 18 e 30 horas (desde o início do enchimento até o descarte do efluente), dependendo diretamente da vazão afluente e do tamanho do reator (METCALF; EDDY, 2016).

Em países densamente povoados como Índia e regiões da Europa, o RBS é muito aplicado para tratamento de esgoto devido à sua baixa exigência de área, bem como mão de obra para a operação (DUTTA; SARKAR, 2015). Essa é também uma das tecnologias de tratamento de esgoto domésticos mais aplicada na China (JIN; ZHANG; TIAN, 2014).

### **3.2.3. Sistema Lodo Ativado tipo UNITANK**

Segundo Vriens e Eyben (1988), o sistema de lodo ativado UNITANK bi (aeração+sedimentação) e trifásico (anóxico+aeração+sedimentação) foi desenvolvido na Bélgica, pelo Laboratório de Investigação e Desenvolvimento de Biotecnologia Ambiental (*Artois-Piedboeuf Interbrew*), em colaboração com vários laboratórios da Universidade de Leuven, com a finalidade de tratamento de efluente de cervejaria. O sistema trifásico contemplou a remoção biológica de nitrogênio, não existente no sistema bifásico desenvolvido por eles.

O sistema de lodo ativado tipo UNITANK é um processo biológico aeróbio de tratamento de águas residuárias que combina as vantagens do processo convencional de lodo ativado com o reator em bateladas sequenciais - RBS (ZHANG; LIU; SUI,

2007; BAO; LIU; LI, 2013). O sistema UNITANK faz uso total das vantagens deles e evita as suas desvantagens. Foi introduzido o conceito de operação cíclica, como o sistema RBS, com o fluxo contínuo do sistema convencional, dispensando assim a instalação de tanques pulmão ou equalizadores e necessitando de menor área de aplicação (KEPPEL SEGHERS, 2006; BAO; LIU; LI, 2013).

UNITANK é comumente considerado como um RBS modificado e melhorado (ZHANG, et. al., 2017). No entanto, a configuração e condição hidráulica, principalmente pelo fluxo contínuo de afluentes, são bastante diferentes do RBS. Para Zhang, Liu e Sui (2007) o sistema UNITANK assemelha-se mais a um processo de lodo ativado multi-reator convencional, com a exceção de não haver retorno de lodo ou liquor misto.

Este aspecto, inexistência de um sistema interno de retorno de lodo, elimina a necessidade de um sistema de extração de lodo no fundo dos decantadores secundários e uma elevatória específica de retorno do material sedimentado ao tanque de aeração, pois o lodo permanece dentro dos próprios reatores de aeração/decantação (KEPPEL SEGHERS, 2006; LIMA, 2009).

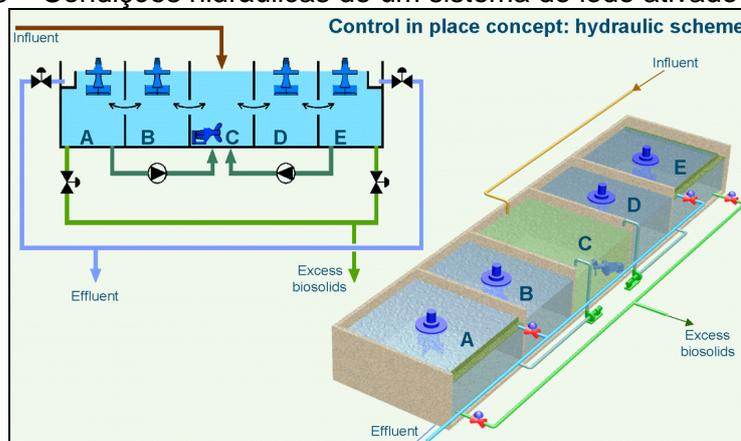
Zhang, Liu e Sui (2007) ressaltam que o sistema de lodo ativado tipo UNITANK não é especial na sua configuração e seus processos biológicos não diferem dos mecanismos habituais de tratamento tipo lodo ativado, como a remoção de matéria orgânica carbonácea, de sólidos em suspensão, de nitrogênio e de fósforo.

Atualmente o sistema UNITANK está sendo usado em diferentes países como China, México, Argentina, Brasil e Vietnã, apresentando resultados positivos no tratamento de efluentes provenientes de abatedouros, suinocultura e efluentes domésticos (DUTTA; SARKAR, 2015). Espera-se deste sistema uma eficiência de remoção de DBO em torno de 98% e uma remoção de nitrogênio em torno de 90% (VRIENS; EYBEN, 1988).

As ETEs tipo UNITANK geralmente são projetadas como um reator retangular subdividido em três ou cinco tipos tanques denominados Tanque de Aeração/Sedimentação (podendo ser um ou dois tanques), Aeração Contínua (podendo ser um ou dois tanques) e Anóxico, comunicantes hidraulicamente entre si por meio de comportas e/ou aberturas na parte inferior das paredes (BAO; LIU; LI, 2013), como pode ser visualizado na Figura 05. Os volumes dos três tipos de taques

na maioria das vezes são iguais e cada tanque está equipado com sistemas de aeração e/ou agitação (SEGHERS KEPPEL, 2003; ZHANG; LIU; SUI, 2007).

Figura 05 – Condições hidráulicas de um sistema de lodo ativado UNITANK



Legenda: A/E – Tanques de Aeração/Sedimentação  
 B/D – Tanques de Aeração Contínua  
 C – Tanque Anóxico

Fonte: Seghers Keppel (2003).

De acordo com a Figura 05, em cada um dos compartimentos, exceto no compartimento central (C), é instalado um sistema de aeração. O compartimento central é provido de misturadores submersíveis e funciona sempre como tanque anóxico, no qual ocorre o processo de desnitrificação. O esgoto bruto é sempre alimentado por este compartimento, para que sua matéria orgânica sirva como fonte de carbono necessária para a reação de desnitrificação (SEGHERS KEPPEL, 2003).

Para que ocorra o processo de separação sólidos-líquido, realiza-se a alternância da fase do reator de aeração/decantação (A e E), ora aerando, ora sedimentando, permitindo assim que o sistema opere em fluxo contínuo e alternado, havendo inversão das fases a cada ciclo de operação (PETERLI, 2015). Estes tanques são dotados de vertedores e canais de transbordamento para recolhimento do efluente clarificado. O efluente clarificado e o lodo em excesso são sempre retirados nesses tanques, quando estiverem operando como reator de sedimentação.

Os compartimentos intermediários (B e D) funcionam sempre como reatores de aeração/nitrificação, tendo aeração sempre contínua.

Bao, Liu e Li (2013) afirmam que o UNITANK é uma tecnologia promissora e que poderá chamar muito mais atenção no futuro. As vantagens específicas do sistema UNITANK incluem (VRIENS; EYBEN, 1988; ZHANG; LIU; SUI, 2007; BAO; LIU; LI, 2013; DUTTA; SARKAR, 2015):

- Construção compacta – um único tanque retangular dividido em compartimentos, cada um tendo funções definidas. Isso permite redução de custos de capital e operação.
- Estrutura retangular simples - mais barato e mais fácil de construir do que os tanques circulares;
- Menor taxa de ocupação de solo;
- Operação econômica e confiável;
- Fácil manutenção;
- Flexibilidade e controle das condições de operação: tempo de detenção hidráulica, aeração (podendo obter diferentes condições - anaeróbicas, anóxicas, aeróbicas e de sedimentação) e concentração de sólidos no liquor misto.

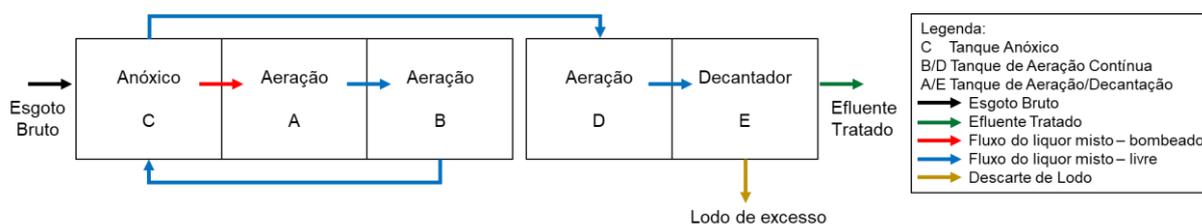
Por outro lado Zhang, Liu e Sui (2007) destacam que a flexibilidade de operação do sistema UNITANK pode tornar-se uma desvantagem, se não executada e planejada corretamente. Segundo os autores, essa fragilidade está diretamente relacionada a facilidade de mudanças nas condições hidráulicas da estação, podendo ter seus tempos de ciclos de operação ajustados a cada mudança de fase. Dessa forma, torna-se incipiente estimar suas características, bem como analisar ou comparar o seu desempenho com outras estações, visto que pode haver inúmeras variações nas condições de operação, mesmo utilizando-se a mesma tecnologia.

A performance do UNITANK é fortemente influenciada pela distribuição de lodo entre os reatores (ZHANG; LIU; SUI, 2007). Instáveis concentração de lodo conduzem a variação dos substratos. Especialmente nos reatores de aeração, a concentração de lodo e oxigênio dissolvido devem ser estritamente controlados. Os mesmos autores sugerem a manutenção da concentração de sólidos suspensos no tanque anóxico entre 4000 a 6000 mg/l.

Já Bao, Liu e Li (2013) afirmam que o sistema UNITANK tem desvantagens quando aplicado em grandes comunidades, porque requer área muito maior do que outros sistemas, como o processo de lodo ativado convencional.

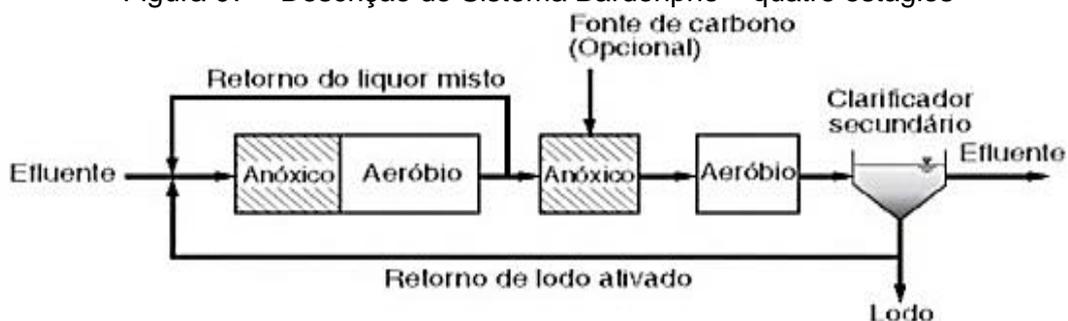
O fluxo do tratamento em operação da ETE Mulembá II, apresentado na Figura 06 assemelhasse a sequência de condições utilizadas no sistema Bardenpho quatro estágios, respeitando a mesma sequência de condições (anóxico, aeração, anóxico, aeração e decantação), como pode ser visualizado ao comparar as Figuras 06 e 07.

Figura 06 – Fluxo de tratamento de um sistema UNITANK trifásico



Fonte: Adaptado Seghers Keppel (2003).

Figura 07 – Descrição do Sistema Bardenpho – quatro estágios



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

O sistema Bardenpho quatro estágios, exemplificado na Figura 07, foi desenvolvido e aplicado a estações de tratamento de grande porte na África do Sul na década de 1970, passando a ser utilizado posteriormente em estações dos Estados Unidos. Segundo Metcalf e Eddy (2016), a configuração do sistema permite a remoção de fósforo e nitrogênio, resultado daí o nome aplicado ao sistema (as três primeiras letras remetem ao seu inventor Barnard e ao processo de desnitrificação e fósforo).

### 3.2.4. Composição do lodo biológico

No processo de lodo ativado o floco biológico aparece como o agente principal na remoção de matéria orgânica coloidal ou dissolvida e, em condições controladas, de nutrientes presentes no esgoto sanitário (MEDEIROS, 2005).

Flocos de lodo ativado têm uma estrutura heterogênea, que consiste de uma variedade de microrganismos, bem como partículas orgânicas e inorgânicas e células mortas rodeado por substâncias poliméricas extracelulares (WILÉN *et al.*, 2008). Segundo Jenkins, Richard e Daigger (2003), um lodo ativado típico tem uma vasta diversidade de tamanho de partículas, de bactérias simples com dimensões na faixa

aproximada de 0,5 a 5  $\mu\text{m}$  a grandes agregados (flocos) que podem atingir tamanhos maiores que 1mm (1000  $\mu\text{m}$ ).

Os flocos constituem um microssistema complexo formado por bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. A exata composição da comunidade presente na microbiota não é universal, ela está relacionada diretamente com a competição estabelecida entre os microrganismos pelo alimento disponível, biodegradabilidade do alimento, bem como da adaptação às condições ambientais, como temperatura, pH e níveis de oxigênio dissolvido (METCALF; EDDY, 2016; von SPERLING, 2002).

Neste complexo ecossistema, as bactérias, que são normalmente cerca de 95% da população microbiana total, desempenham um papel fundamental (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003). Elas são as principais responsáveis pela depuração da matéria orgânica carbonácea e pela estruturação dos flocos (filamentosas e formadoras de flocos). As bactérias filamentosas formam uma matriz estrutural que permite a aderência de outros microrganismos e compostos ao floco, conferindo a ele maior tamanho e densidade. Essa aderência é possível visto a existência de uma matriz gelatinosa de polímeros extracelulares produzidas pelas bactérias formadoras de floco (von SPERLING, 2002).

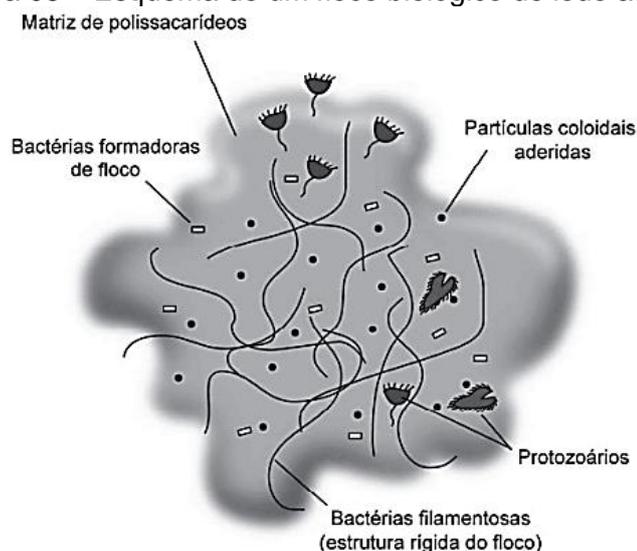
De acordo com Vazoller (1989<sup>1</sup>, apud HERMOSO *et al.*, 2006), o aspecto do lodo biológico ao microscópio pode ser descrito da seguinte forma: as bactérias (filamentosas e formadoras de flocos) se agregam formando os flocos biológicos. Na superfície desses flocos fixam-se os protozoários desprovidos de sistema de locomoção. Outros protozoários, os livre-natantes, se movem nos espaços entre os flocos, mantêm estreita ligação com os flocos, alimentando-se deles.

Por fim, há os micrometazoários (rotíferos, tardígrados, anelídeos etc.) que também se locomovem nos espaços entre os flocos, alimentando-se desses protozoários, como pode ser visto na Figura 08. Os protozoários e micrometazoários, componentes da microfauna do floco biológico, têm importante papel na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada, na remoção de *E. coli*, na redução da matéria orgânica carbonácea e na floculação dos sólidos em suspensão (BENTO *et al.*, 2005).

---

<sup>1</sup> VAZOLLER, R.F. **Microbiologia dos Lodos Ativados**, São Paulo, CETESB, 1989.

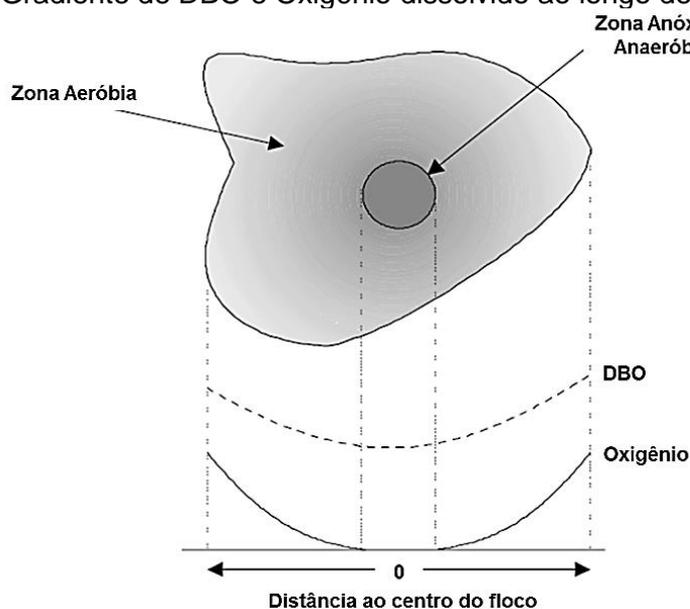
Figura 08 – Esquema de um floco biológico de lodo ativado



Fonte: von Sperling (2002).

Devido à natureza complexa dos flocos, eles exibem uma diversa variação das características biológicas físicas e químicas, como morfologia, tamanho, densidade, bem como a existência de zonas aeróbias, anaeróbias e anóxicas dentro de um único floco (ver Figura 09). A ligação dos diferentes componentes do floco biológico é devido a vários tipos de interações intermoleculares tais como interações do tipo DLVO (ZITA; HERMANSSON, 1994), ponte de substâncias poliméricas extracelulares por meio de ligações bivalentes e trivalentes (ERIKSSON; STEEN; TENDAJ, 1992; KEIDING; NIELSEN, 1997) e de interações hidrofóbicas (URBAIN; BLOCK; MANEM, 1993).

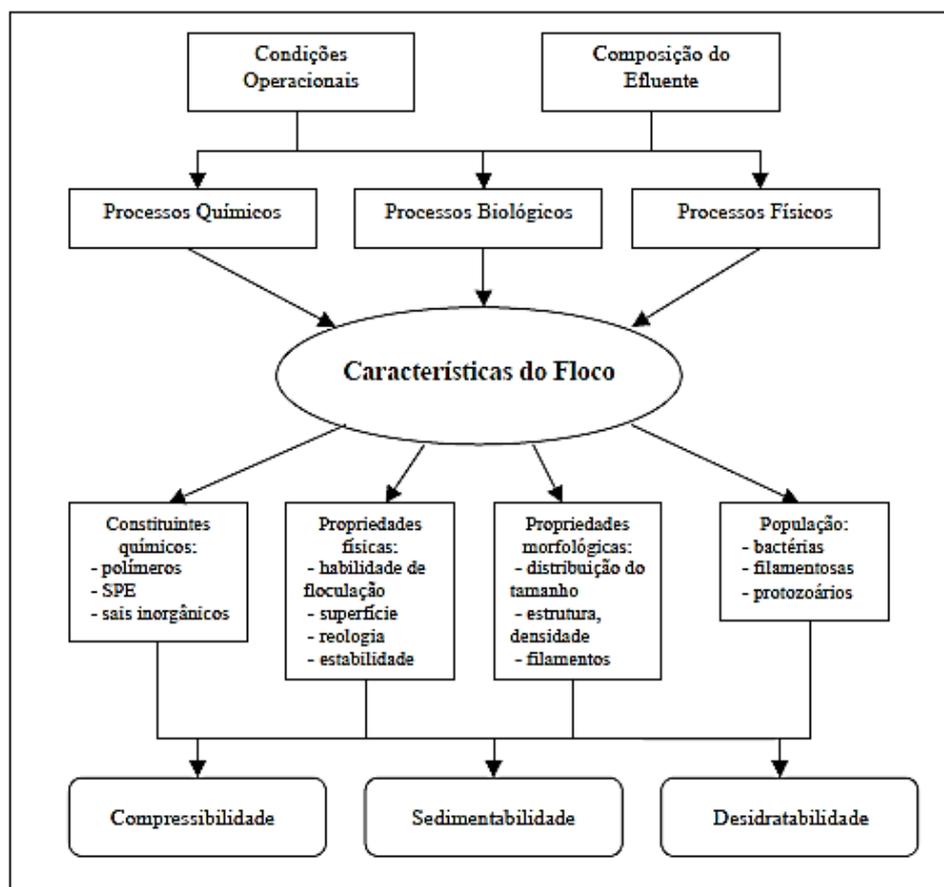
Figura 09 – Gradiente de DBO e Oxigênio dissolvido ao longo de um floco típico



Fonte: von Sperling e Chernicharo (2005a, tradução nossa).

As propriedades de flocos, como tamanho e morfologia, bem como os componentes da microfauna podem diferir substancialmente, como resultado das mudanças nas condições físico-químicas e ambientais, configurações dos sistemas de lodo ativado ou das rotinas de operação das estações (FDZ-POLANCO *et al.*, 2000, GOVOREANU *et al.*, 2003; JIN; WILÉN; LANT, 2003; BENTO *et al.*, 2005). As inter-relações pertinentes a fatores biológicos físicos e químicos que afetam as características de flocos e propriedades de lodos ativados são apresentados na Figura 10.

Figura 10 – Fatores que interferem na característica do floco



Fonte: Jin, Wilén e Lant (2003, tradução nossa).

Desse modo, autores como Vazoller (1989<sup>2</sup> apud HERMOSO *et al.*, 2006) e Bento *et al.* (2005) afirmam que a composição da microfauna do lodo ativado revela tendências do processo, quanto a eficiência da remoção da matéria orgânica carbonácea, a eficiência da remoção de sólidos suspensos, as condições de sedimentação do lodo, o nível de aeração empregado no sistema, a presença de compostos tóxicos, tais

<sup>2</sup> VAZOLLER, R.F. **Microbiologia dos Lodos Ativados**, São Paulo, CETESB, 1989.

como metais pesados e amônia, além de poder indicar a ocorrência de sobrecargas orgânicas e de nitrificação.

Segundo Campos (2002), exames microscópicos regulares do lodo aeróbio servem para indicar as tendências do processo de tratamento, associadas às eficiências de remoção da matéria orgânica e à sedimentação do lodo, adequação da aeração empregada, eventual presença de compostos tóxicos e ocorrência de sobrecargas orgânicas. Esses indicadores servem então para sugerir a realização de medidas físico-químicas ou mudanças na operação do sistema, de tal forma que seja mantido o desempenho desejado (VAZOLLER, 1989<sup>3</sup> apud CAMPOS, 2002). O Quadro 01 apresenta os microrganismos mais frequentemente encontrados em águas residuárias.

Quadro 01 – Agrupamento de microrganismos de diversos gêneros frequentemente encontrados no floco biológico

<b>Grandes Grupos</b>	<b>Gêneros Frequentes</b>
Classe Ciliata	
Ciliados livre-natantes	<i>Paramecium, Colpidium, Litonotus, Trahelopyllum, Amphileptus, Chilodenella</i>
Ciliados pedunculados	<i>Vorticella, Opercularia, Epistylis, Charchesium</i> e as
Ciliados livre, predadores de floco	suctórias <i>Acineta</i> e <i>Podophyra</i> <i>Aspidisca, Euplotes, Stylonychia, Oxutrichia</i>
Classe Mastigophora - flagelados	<i>Bodo, Cercobodo, Mona sp, Oicomoa sp, Euglena ap, Cercomona sp, Paranema</i>
Classe Sarcodina - amebas	<i>Amoeba, Arcella, Actinophrys, Vahlkampfi, Astramoeba, Diffflugia, Cochilopodium</i>
Classe Rotífera - rotíferos	<i>Philodina, Rotaria, Epiphanes</i>
Classe Nematoda - nematóides	<i>Rhabditis</i>
Filo Anelida - anelídeos	<i>Aelosoma</i>

Fonte: Vazoller (1989<sup>5</sup> apud CAMPOS, 2002).

Entre os microrganismos encontrados em lodos ativados, algumas espécies são consideradas indicadores das condições do sistema de tratamento (CAMPOS, 2002). O Quadro 02 apresenta a correlação entre a ocorrência ou predominância de certos microrganismos com a característica do processo biológico.

<sup>3</sup> VAZOLLER, R.F. **Microbiologia dos Lodos Ativados**, São Paulo, CETESB, 1989.

Quadro 02 – Microrganismos indicadores das condições de depuração

Microrganismos	Característica do processo
Predominância de flagelados e rizópodes	Lodo jovem, característico de início de operação e idade do lodo elevada
Predominância de flagelados	Deficiência de aeração, má depuração e sobrecarga orgânica
Predominância de ciliados pedunculares e livres	Boas condições de depuração
Presença de <i>Arcella</i> (rizópode com teca)	Boa depuração
Presença de <i>Arspidisca costata</i> (ciliado livre)	Nitrificação
Presença de <i>Trachelophyllum</i> (ciliado livre)	Idade do lodo elevada
Presença de <i>Vorticela microstoma</i> (ciliado peduncular) e baixa concentração de ciliados livres	Efluente de má qualidade
Predominância de anelídeos do gênero <i>Aelosoma</i>	Excesso de oxigênio dissolvido
Predominância de filamentos	Intumescimento do lodo (necessária avaliação do floco) ou <i>bulking</i> filamentoso

Fonte: Vazoller (1989<sup>5</sup> apud CAMPOS, 2002).

Muitas investigações estão sendo realizadas a fim de reduzir a produção de lodo nas estações de tratamento de efluentes (seja ele sanitário ou não), porque a gestão, tratamento e destinação de lodo é superior a 50% do custo de operação das ETEs (LIU; TAY, 2001; GUO *et al.*, 2013). Segundo Grady, Daigger Jr e Lim (1999<sup>4</sup>, apud AMANATIDOU *et al.*, 2015), a redução na produção de lodo de uma ETE pode ser obtida a partir de mudanças ou ajustes operacionais de forma a manter a estação operando com elevada idade de lodo, baixa disponibilidade de alimento para os microrganismos (baixa relação A/M), alta taxa de recirculação de lodo dentro do sistema e baixa remoção de lodo de excesso (que é o parâmetro de controle para regular a idade do lodo).

A partículas sólidas presentes no lodo biológico servem como portadores de poluentes e microrganismos patogênicos e são geralmente descritos como sólidos suspensos totais (SST) e suas concentrações são avaliados por meio de testes laboratoriais padrão (PIRO *et al.*, 2011). Entre as características de SST, a velocidade de sedimentação é o parâmetro mais importante para estudos de concepção de novos sistemas e pode ser determinada experimentalmente usando uma variedade de procedimentos e dispositivos experimentais em colunas de sedimentação.

Em condições controladas de operação, a biomassa consegue ser facilmente separada no decantador secundário das ETEs devido a sua propriedade de flocular

---

<sup>4</sup> GRADY, C.P.L.; DAIGGER JR.; G.T., LIM, H.C. **Biological Wastewater Treatment**, 2 ed. Marcel Dekker, 1999.

(von SPERLING, 2002). Entretanto, a má sedimentação da biomassa de lodos ativados continua a ser um problema comum, resultando em efluente de má qualidade, diminuição de capacidade do sistema, aumento de custo operacionais, entre outros problemas. (JONES; SCHULER, 2010). Dessa forma, a compreensão da microbiologia e de suas alterações durante o processo de tratamento de efluentes é essencial para a otimização do controle do processo de lodo ativado.

### 3.3. TEORIA DA SEDIMENTAÇÃO GRAVITACIONAL

A sedimentação é o termo aplicado à separação de partículas suspensas, que são mais pesadas que a água por meio da ação da gravidade (METCALF; EDDY, 2016), sendo uma operação unitária que objetiva a separação de uma suspensão em um sobrenadante límpido e uma pasta densa contendo uma elevada concentração de sólidos (ORTEGA-RIVAS, 2011). Quando o objetivo principal do processo separação sólidos-líquido é produzir os sólidos como torta altamente concentrada, o processo é chamado de adensamento, enquanto que se o objetivo for obter o líquido clarificado o processo é denominado clarificação (ORTEGA-RIVAS, 2011).

O processo de separação sólidos-líquido é amplamente difundido e aplicado, constituindo etapa importante, e em alguns casos essencial, do processo produtivo de diversas atividades industriais como a indústria química, de biotecnologia, de mineração, de alimentos (ORTEGA-RIVAS, 2011) e bem como na indústria de saneamento (tratamento de água e efluentes).

Na indústria de saneamento o processo de separação sólidos-líquido ocorre em diversas etapas e configurações do sistema de tratamento. Segundo Svarovsky (2000), o maior utilizador de decantadores secundários por gravidade é a indústria do tratamento de efluentes, água e esgoto. Nas plantas de tratamento de água, por exemplo, o processo de separação sólidos-líquido ocorre nos decantadores secundários gravitacionais e nos filtros de leito submerso para retenção das partículas finas de difícil sedimentação.

Já dentro de uma estação de tratamento de efluentes os decantadores secundários cumprem necessariamente e simultaneamente duas funções: clarificação e adensamento do lodo, sendo o objetivo principal do processo, a clarificação do liquor misto, impedindo assim, a perda de matéria orgânica e nutrientes no efluente tratado

(DERLON *et al.*, 2017). Além disso, a sedimentação apresenta resultados importantes no adensamento de lodo ativado sedimentado com a finalidade de reduzir o volume antes de retornar para o processo de tratamento (recirculação de lodo) (METCALF; EDDY, 2016) e para otimizar o processo de desidratação do lodo de excesso, reduzindo os custos no transporte e destinação final do resíduo.

A remoção de sólidos suspensos e materiais coloidais do esgoto por sedimentação gravitacional é um dos processos físicos unitários mais utilizado no tratamento de efluentes sanitários em todo o mundo (JONES; SHULER, 2010). A sedimentação é utilizada nos sistemas de tratamento de efluentes sanitários em cinco formas distintas (PAULA, 2014; METCALF; EDDY, 2016):

- Remoção de sólidos inorgânicos, como por exemplo remoção de partículas de areia, no tratamento preliminar. A importância desse processo é impedir ou minimizar o acúmulo de areia no fundo dos reatores e tubulações, reduzindo assim a periodicidade de limpeza e protegendo equipamentos contra abrasão e desgastes (rotores de bombas, por exemplo);
- Remoção de Sólidos Sedimentáveis presente no esgoto bruto, com o objetivo de reduzir a carga orgânica no reator biológico. Esse processo que ocorre no decantador primário e, segundo Metcalf e Eddy (2016), remove cerca de 25 a 40% da carga orgânica (DBO) e 50 a 70% dos sólidos suspensos. Ressalta-se que o lodo gerado nesta etapa requer posterior digestão, e deve ser encaminhado para um digestor de lodo, as vezes junto com o lodo biológico proveniente do reator de aeração.
- Remoção de biomassa microbiana, por meio da sedimentação dos flocos biológicos no tratamento secundário. Esse processo ocorre nos decantadores secundários, segundo Metcalf e Eddy (2016), e remove até 99,5% dos sólidos suspensos presentes no liquor misto.
- Concentração de sólidos. Esse processo pode ocorrer dentro do decantador secundário ou em adensadores de lodo e objetiva reduzir o volume do lodo, facilitando tanto o retorno para o início do processo onde será misturado ao esgoto bruto, como para o processo digestão e desague do lodo de excesso.

A sedimentação gravitacional é, de longe, a alternativa mais utilizada, com base na sua simplicidade e baixos custos associados (LEE; ROBINSON; CHONG, 2014). Esse

processo consiste na simples deposição de partículas em suspensão, como um resultado da ação da gravidade (MAHDY *et al.*, 2015).

Focado nas crescentes restrições dos padrões de lançamento e disposição de resíduos no meio ambiente, frisa-se a importância do processo de separação sólido-líquido numa planta de tratamento de efluentes, de origem industrial ou sanitária. Nestes sistemas o processo de separação sólido-líquido predominante é a sedimentação das partículas em suspensão, sendo esta etapa crucial para o desempenho e eficiência do tratamento, bem como para a garantia da qualidade do efluente a ser lançado no corpo receptor (JIN; WILÉN; LANT, 2003).

No estudo realizado por Oliveira e von Sperling (2005) os sistemas de tratamento que utilizaram a tecnologia de lodo ativado no Brasil mostraram uma boa eficiência de remoção de DBO e DQO e um desempenho baixo considerando remoção de SST, considerando as faixas de referência reportadas na literatura.

Para que a sedimentação ocorra de forma eficiente, deve garantir-se o correto dimensionamento dos decantadores secundários, assim como, a manutenção de condições ótimas para a formação de lodo com boas características de sedimentação, assim prevenindo a ocorrência de problemas na separação sólido-líquido (INOCENCIO, 2012).

A sedimentação é resultado da ação da gravidade sob as partículas em dispersão no líquido, portanto a diferença entre a densidade dos sólidos e do líquido é um pré-requisito decisivo para que ocorra a sedimentação das partículas (SVAROVSKY, 2000; ORTEGA-RIVAS, 2011). Assim sendo, mudanças nas características das partículas levam à conseqüente variação de eficiência da sedimentação gravitacional.

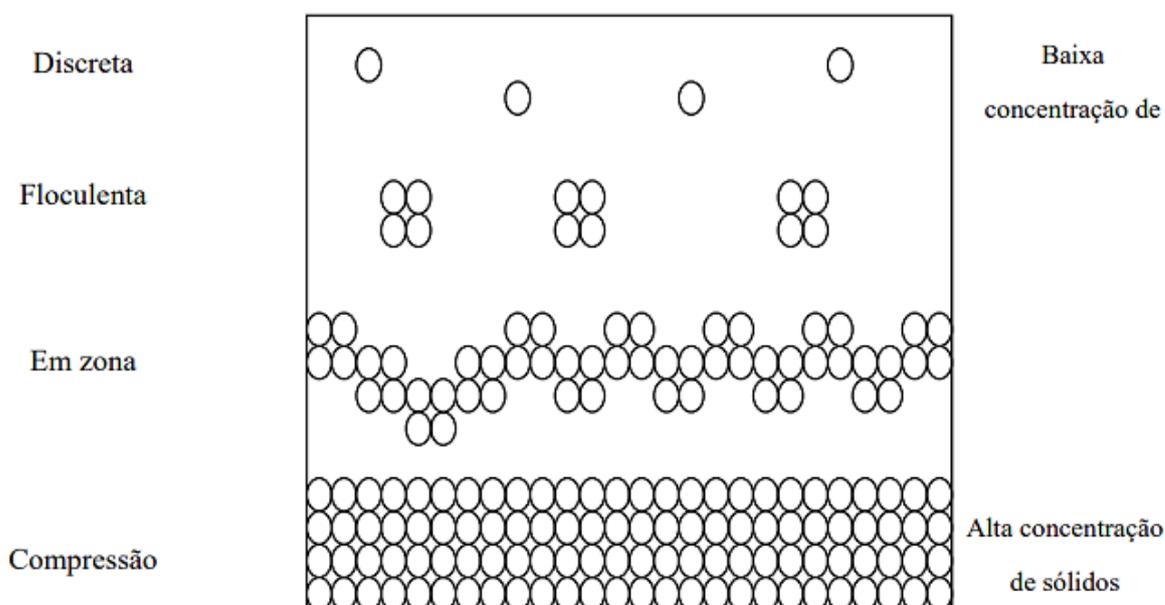
O conhecimento propriedades das partículas a serem sedimentadas é essencial para a concepção e funcionamento dos decantadores secundários (SVAROVSKY, 2000). As propriedades primárias das partículas (tamanho, forma, densidade), as propriedades de superfície entre outras; juntamente com as propriedades principais do líquido (viscosidade e densidade); e também a concentração e a dispersão das partículas, governam as outras propriedades secundárias fundamentais no processo de sedimentação gravitacional, tais como: as velocidades de sedimentação das partículas ou a compressão do lodo sedimentado.

Apesar de haver diversos estudos sobre o comportamento da sedimentação de partículas desenvolvidos e em andamento em todo mundo, prever o comportamento de sedimentação de partículas em um sistema de sedimentação real é, no entanto, bastante desafiador, porque existem muitos fatores envolvidos no processo (ORTEGA-RIVAS, 2011; TRELLES *et al.*, 2017).

Dentre estes fatores, Ortega-Rivas (2011) e Cuthbertson *et al.* (2008) trazem a interferência mútua entre as partículas como um fator crítico no processo de sedimentação gravitacional e está diretamente relacionado com a concentração de sólidos em suspensão e a ordenação das partículas de forma livre, floco ou manto. Considerando esse comportamento alguns autores (von SPERLING, 1996; ZHANG *et al.*, 2006; METCALF; EDDY, 2016) classificam a sedimentação gravitacional em quatro tipos (Figura 11):

- Sedimentação discreta ou livre – Tipo 1;
- Sedimentação floculenta – Tipo 2;
- Sedimentação em zona ou impedida – Tipo 3; e
- Sedimentação por compressão – Tipo 4.

Figura 11 – Tipo de sedimentação gravitacional e a concentração de sólidos



Fonte: Cunha (2004).

Uma descrição dos tipos de sedimentação gravitacional aplicadas ao tratamento de esgoto pode ser visualizada no Quadro 03.

Quadro 03 – Tipos de sedimentação gravitacional aplicadas ao tratamento de esgoto

Tipos de fenômenos de separação	Descrição	Aplicação
Sedimentação de partícula discreta	Se refere à sedimentação por gravidade de partículas em suspensão com baixa concentração de sólidos em um campo de aceleração constante. As partículas sedimentam individualmente, sem que ocorra interação significativa com as partículas.	Remoção de partículas de areia do esgoto.
Sedimentação floculenta	Se refere a uma suspensão de partículas diluídas que flocula durante a sedimentação. Através de coalescência ocorre um aumento de massa das partículas que sedimentam a uma taxa maior.	Remoção de uma parcela de SST do esgoto bruto em decantadores primários e na parte superior de decantadores secundários. Remove também, flocos químicos em tanques de sedimentação.
Sedimentação floculenta com lastro	Se refere à adição de um lastro inerte e um polímero a uma suspensão parcialmente floclada para promover a sedimentação rápida e para a melhoria da redução de sólidos. Uma porção do lastro inerte é reciclada de volta para o processo.	Remoção de uma parcela de SST do esgoto bruto, em esgotos de sistemas unitários e de efluentes industriais. Também reduz DBO e fósforo.
Sedimentação em zona	Se refere a suspensões de concentrações intermediárias, nas quais as forças entre partículas são suficientes para retardar a sedimentação de partículas próximas. As partículas tendem a permanecer em posições fixas entre si, e a massa de partículas sedimenta como uma unidade. Uma interface sólidos-líquido se forma no topo da massa que sedimenta.	Ocorre em decantadores secundários utilizados em instalações de tratamento biológico.
Sedimentação por compressão	Se refere a sedimentação na qual as partículas estão em um nível tão elevado de concentração que formam uma estrutura, e a sedimentação posterior só ocorre por compressão de toda a estrutura. A compressão ocorre devido ao peso das partículas que são constantemente adicionadas à estrutura de sedimentação, saindo o líquido sobrenadante.	Geralmente ocorre nas camadas inferiores de uma massa profunda de sólidos ou biossólidos, como no fundo de um decantador secundário profundo e em instalações de espessamento de sólidos.
Sedimentação gravitacional acelerada	Remoção de partículas em suspensão por sedimentação gravitacional em um campo acelerado.	Remoção de partícula de areia do esgoto.

Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

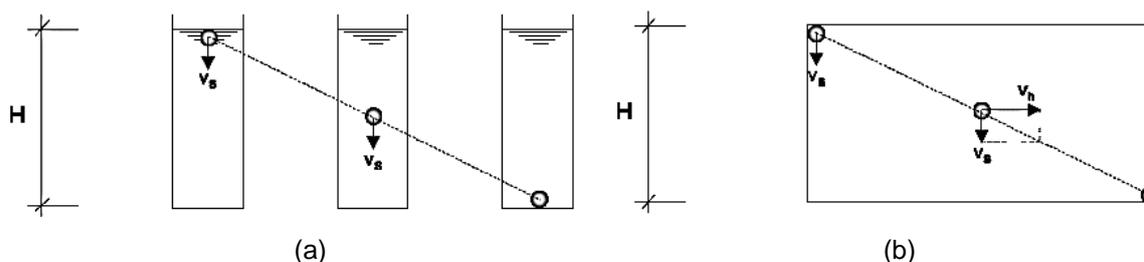
Ressalta-se que, os quatro tipos de sedimentação descritos acima podem ocorrer simultaneamente dentro de um sistema, o que vai determinar o tipo de sedimentação é a natureza da partícula e a variação da concentração de sólidos no líquido (PAULA, 2014). No estudo realizado por Piro *et al.* (2011) os resultados obtidos nos ensaios de coluna indicaram que, na fase inicial do processo de sedimentação as partículas se comportaram como partículas discretas e depois começam a mostrar tendências de floclação.

A seguir serão brevemente abordados os tipos de sedimentação Discreta, Floculenta e de Compressão, com maior detalhamento da Sedimentação em Zona

### 3.3.1. Sedimentação de Partículas Discretas

Sedimentação discreta ocorre em baixas concentrações de sólidos onde a sedimentação é governada pelas propriedades individuais de cada uma das partículas (TORFS *et al.*, 2017). As partículas sedimentam individualmente, sem que haja floculação, dessa forma, são preservadas suas propriedades físicas tais como forma, tamanho e densidade (METCALF; EDDY, 2016), como pode ser visualizado na Figura 12.

Figura 12 – Sedimentação de partícula discreta em coluna (a) e em tanque de fluxo horizontal (b)



Fonte: von Sperling e Chernicharo (2005a).

Ortega-Rivas (2011) sugere que a sedimentação discreta ou livre ocorre em suspensões com concentração de sólidos inferior a 0,2%, nas quais qualquer partícula tem a sua sedimentação sem que ocorra interação significativa com outras partículas presentes na suspensão ou com os limites do tanque.

Esse tipo de sedimentação pode ser observado na remoção de areia, cascalho e cinzas presentes no esgoto bruto, por meio de decantadores horizontais, denominados desarenadores ou caixas de areia (von SPERLING, 1996). Essas unidades de sedimentação compõem o tratamento preliminar das ETEs, com o objetivo de impedir o arraste dessas partículas, em sua maioria inorgânicas, para o sistema de tratamento biológico. A existência desse sistema é fundamental para prevenir o acúmulo de material no fundo dos tanques, tubulações, bem como abrasão em equipamentos.

As partículas discretas em diluição infinita no fluido, ou seja, sem que haja interação com outras partículas, sedimentarão a uma velocidade terminal regida pela aplicação

da lei de Stokes, (CUTHBERTSON *et al.*, 2008) e Newton (von SPERLING, 1996; METCALF; EDDY, 2016).

Segundo estas leis, a velocidade final de uma partícula em sedimentação em um líquido é constante, ou seja, a força de atrito se iguala à força gravitacional. A velocidade de sedimentação discreta de uma partícula em fluxo laminar é dada pela Equação 03 (von SPERLING; CHERNICHARO, 2005a):

$$V_s = \frac{1}{18} \times \frac{g}{\nu} \times \frac{\rho_s - \rho_l}{\rho_l} \times d^2 \quad (03)$$

Onde:

$v_s$  – velocidade de sedimentação da partícula (m/h)

$g$  – aceleração da gravidade (m/s<sup>2</sup>)

$\nu$  – viscosidade cinemática da água (m<sup>2</sup>/s)

$\rho_s$  – densidade da partícula (kg/m<sup>3</sup>)

$\rho_l$  – densidade do líquido (kg/m<sup>3</sup>)

$d$  – diâmetro da partícula (m)

A Lei de Stokes é geralmente aplicável a partículas abaixo de 40µm. À medida que aumenta de diâmetro de partícula, maior será a inércia das partículas que resulta em uma maior velocidade de sedimentação e a Lei de Stokes não é mais precisa (HETTLER; GULLIVER; KAYHANIAN, 2011).

No projeto de decantadores secundários, o procedimento usual é selecionar uma partícula com velocidade terminal  $v_s$  e projetar o sistema de forma que todas as partículas com velocidade terminal igual ou maior que  $v_s$  sejam removidas (METCALF; EDDY, 2016). A taxa na qual é produzida a água clarificada é igual a (Equação 04):

$$Q = A \cdot v_s \quad (04)$$

Onde:

$Q$  – vazão (m<sup>3</sup>/s)

$A$  – área superficial do decantador secundário (m<sup>2</sup>)

$v_s$  – velocidade de sedimentação da partícula (m/s)

Ressalta-se que as partículas discretas que tiverem velocidade de sedimentação menor que  $v_s$ , não serão totalmente removidas durante o tempo de detenção no decantador secundário (METCALF; EDDY, 2016). Essas partículas serão arrastadas

pelo efluente do desarenador, podendo sedimentar em outras etapas do tratamento, como por exemplo nos decantadores secundários.

Rearranjando a Equação 04, temos que a velocidade crítica (Equação 05):

$$V_s = \frac{Q}{A} = \text{taxa de aplicação superficial (m}^3\text{/m}^2\text{.d ou m/h)} \quad (05)$$

Dessa forma, reconhece-se que a remoção de partículas discretas depende apenas da área superficial (A) e não da altura do tanque ou do tempo (von SPERLING, 1996; METCALF; EDDY, 2016).

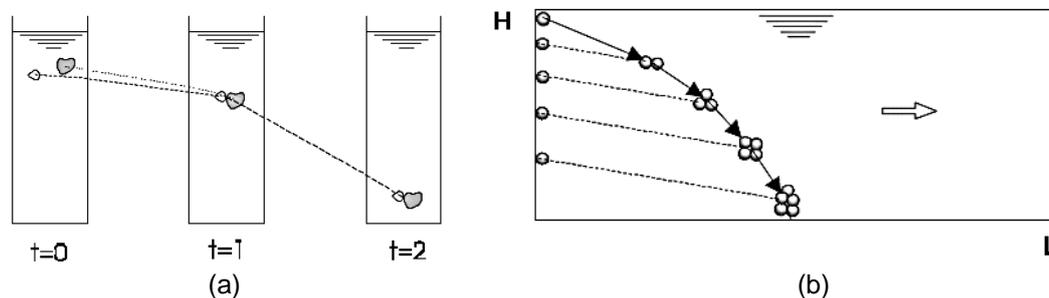
Em muitas suspensões encontradas em tratamento de esgoto, existe uma grande variação no tamanho das partículas (METCALF; EDDY, 2016), o que interfere diretamente na velocidade de sedimentação e conseqüentemente na eficiência de remoção para um dado tempo de detenção hidráulica. Para tal, as velocidades de sedimentação pode ser obtida por meio de ensaios de coluna, no qual são extraídas diversas amostras em profundidades e tempo diferentes.

A coluna de sedimentação (ver Figura 13(a) – Seção 3.3.2) deve possuir pontos de amostragem a diversos níveis. Análises de SST são realizadas das amostras coletadas nestes pontos em intervalos determinados de tempo. Os resultados de concentração das amostras, em diferentes tempos e alturas são utilizados para construir uma curva de velocidades de sedimentação, como pode ser visualizado na Figura 13(b) (von SPERLING, 1996).

### **3.3.2. Sedimentação Floculenta**

Partículas floculentas são aquelas que se aglomeram durante o processo de sedimentação. Conforme a floculação e a aderência ocorrem, a massa da partícula adquire diferentes formas, tamanhos e massa, permitindo que elas sedimentem mais rapidamente (JORDÃO; PESSOA, 2011). A floculação ocorre à medida que há contato entre as partículas e varia de acordo com as características hidráulicas e operacionais do reator, tais como: taxa de aplicação superficial, profundidade do tanque, gradiente de velocidade do sistema, concentração de partículas no líquido e dimensão das partículas (METCALF; EDDY, 2016), conforme pode ser visualizado na Figura 13.

Figura 13 – Sedimentação de partícula floculenta em coluna (a) e em tanque de fluxo horizontal (b)



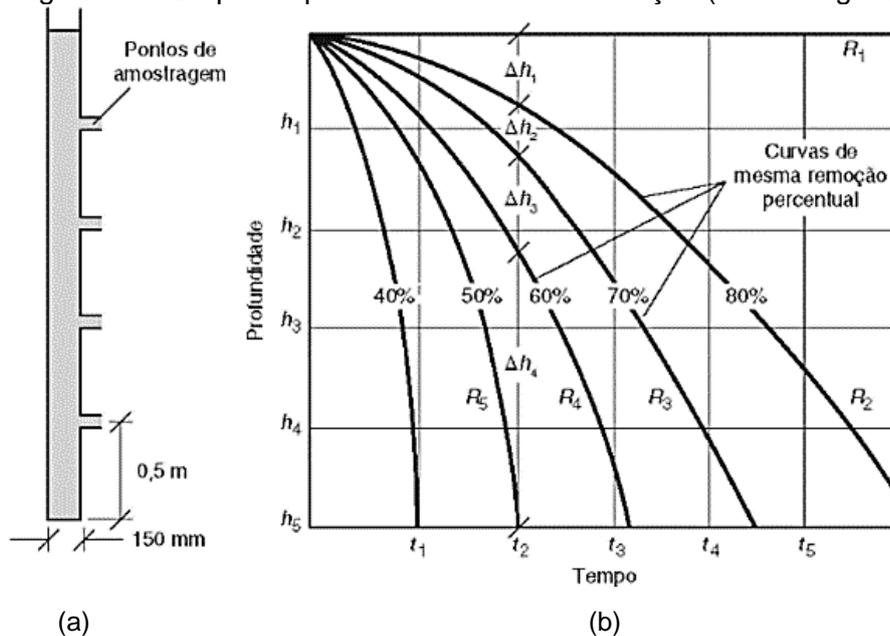
Fonte: von Sperling e Chernicharo (2005a).

Esse tipo de sedimentação pode ser observado em decantadores primários das ETEs, nos quais remove parte dos sólidos suspensos e também na parte superior dos decantadores secundários METCALF; EDDY, 2016). Essa é o tipo de sedimentação principal que ocorre nos decantadores das Estações de Tratamento de Água (CUNHA, 2004).

Na sedimentação floculenta, a trajetória das partículas é curva, no lugar das linhas retas da sedimentação discreta (RAMALHO, 1991). Isso ocorre em função do aumento da velocidade de sedimentação a medida que ganham tamanho e massa (JORDÃO; PESSOA, 2011). Por essa razão, Paula (2014) afirma que não há modelos matemáticos que possam prever com segurança a velocidade terminal da partícula, necessitando recorrer à realização de ensaios de sedimentabilidade.

O método mais tradicional para determinação da velocidade de sedimentação floculenta é por meio do teste de coluna. Segundo Ramalho (1991) e Metcalf e Eddy (2016), essa coluna pode ter qualquer diâmetro, mas altura igual à profundidade do decantador primário e pontos de amostragem dispostos a cada intervalo de 50 cm (ver Figura 14 (a)). O líquido é introduzido na coluna e em condições tranquilas deve sedimentar pelo tempo equivalente ao tempo de sedimentação real do decantador primário. A cada intervalo determinado de tempo, coleta-se amostras nos pontos de amostragem para realizar análises de SST. Após o término do tempo de sedimentação o líquido é retirado da coluna, homogeneizado e coletada amostra para realização de SST iniciais. Então, a porcentagem de remoção de SST é calculada para cada amostra analisada, em função do tempo e da profundidade e plotada conforme apresentado na Figura 14(b).

Figura 14 – Esquema para análise de sedimentação (coluna e gráfico)



(a)  
Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

Considerando a Figura 14, a taxa de aplicação superficial para diferentes velocidades de sedimentação é determinada anotando-se o valor da intersecção das curvas no eixo x, assim adota-se a Equação 06:

$$V_s = \frac{H_{cd}}{T_r} \quad (06)$$

Onde:

$v_s$  – velocidade de sedimentação da partícula (m/s)

$H_{cd}$  – altura da coluna de sedimentação (m)

$t_r$  – Tempo de permanência requerido para um dado grau de remoção de sólidos (min)

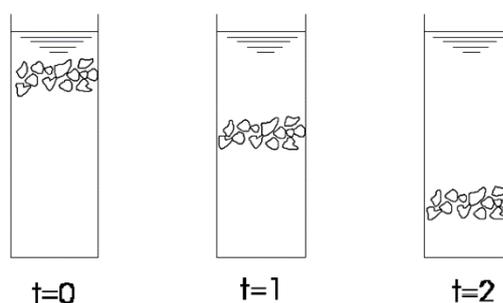
### 3.3.3. Sedimentação em Zona

Junto à sedimentação discreta e flocculenta, há dois outros tipos de sedimentação que ocorrem em elevadas concentrações de sólidos suspensos, são elas a sedimentação em zona ou impedida e a sedimentação por compressão (abordada na Seção 3.3.4).

A sedimentação em zona ou impedida ocorre quando o movimento da partícula é impedido por outras partículas no entorno, cujos movimentos são correlacionados através de interações hidrodinâmicas, mesmo que não haja colisão entre as partículas (ORTEGA-RIVAS, 2011; METCALF; EDDY, 2016). As partículas em suspensão no líquido assumem a configuração de um manto, movimentando-se em zona,

sedimentando em uma mesma velocidade (ver Figura 15). Observa-se uma nítida interface de separação entre a fase sólida e líquida, e o nível da interface se move para baixo como resultado da sedimentação da manta de lodo e ascensão do líquido (von SPERLING, 1996). As partículas remanescentes dispersas acima da interface, relativamente pequenas, geralmente sedimentam como partículas discretas ou floculentas (METCALF; EDDY, 2016) em condições adversas essas partículas podem ser carregadas pelo líquido ascendente para o efluente final do decantador secundário.

Figura 15 – Sedimentação em zona de massa de sólidos em coluna



Fonte: von Sperling e Chernicharo (2005a).

A velocidade de sedimentação é impedida, resultando em velocidades de sedimentação mais baixas, pelo fato da massa de lodo restringir o fluxo do líquido que tende a mover-se para cima (YOUSUF, 2013). Neste tipo de sedimentação, a velocidade de sedimentação da interface sólidos-líquido que é utilizada no dimensionamento dos decantadores secundários (von SPERLING, 1996).

Ramalho (1991) e van Haandel e Marais (1999) afirmam que a transição entre a sedimentação floculenta e a sedimentação em zona ocorre quando a concentração de sólidos suspensos no líquido misto está em torno de 0,5 a 1,0 g/l. Na maioria dos sistemas de lodo ativado, a concentração de sólidos suspensos nos reatores de aeração varia entre 2,0 e 5,0 g/l, o que garante a ocorrência da sedimentação em zona no decantador secundário (CATUNDA; van HAANDEL, 1992).

A sedimentação em zona pode ser medida por meio da realização de ensaios de coluna (van HAANDEL; MARAIS, 1999; von SPERLING; CHERNICHARO 2005a; ZHANG *et al.*, 2006; METCALF; EDDY, 2016). Os ensaios de coluna comumente utilizados para a determinação das características de sedimentabilidade do lodo são o Índice Volumétrico de Lodo – IVL e a Velocidade de Sedimentação em Zona - VSZ, abordados na seção 3.4.

Com base nos resultados obtidos nestes testes de colunas de sedimentação, duas abordagens diferentes de projeto podem ser utilizadas para o dimensionamento dos decantadores e adensadores. Na primeira abordagem são utilizados os dados obtidos em um ou mais testes de sedimentabilidade. Na segunda, conhecida como teoria do fluxo limite de sólidos, são utilizados os dados obtidos em uma série de testes efetuados com diferentes concentrações de sólidos (METCALF; EDDY, 2016).

### 3.3.3.1. Separação de sólidos em decantadores secundários

A taxa de escoamento superficial - TES e a carga de sólidos aplicada - CSA são os dois parâmetros principais utilizados análise e projeto de decantadores secundários (METCALF; EDDY, 2016).

A TES está relacionada com o tempo necessário para possibilitar a separação das partículas sólidas presentes no liquor misto, sendo numericamente igual a velocidade crítica de sedimentação (CUNHA, 2004) (ver Equação 05, seção 3.3.1) e pode ser definida pela Equação 07 (METCALF; EDDY, 2016):

$$TES = \frac{Q}{A} \quad (07)$$

Onde:

TES – taxa de escoamento superficial ( $m^3/m^2.d$  ou  $m/d$ )

Q – vazão afluyente ( $m^3/d$ )

A – área superficial do decantador secundário ( $m^2$ )

Os flocos e partículas pequenas com velocidade de sedimentação menor que a TES, serão arrastadas com o efluente clarificado, enquanto que os flocos e partículas maiores, com velocidade de sedimentação superiores a TES, serão separadas do líquido por sedimentação gravitacional (METCALF; EDDY, 2016).

A biomassa no lodo ativado tem densidade próxima da água – média de  $1,04 \text{ g/cm}^3$  (SCHULER; JANG, 2007). Dessa forma, a agregação da biomassa para formar um floco torna-se necessária para aumentar o tamanho das partículas e, conseqüentemente, a velocidade de sedimentação. Variando de acordo com as condições do ambiente, os sólidos em suspensão se juntam e permitindo a transição de um microfoco (partículas abaixo de  $50 \mu\text{m}$ ) para um macrofoco (partículas acima

de 50  $\mu\text{m}$ ) (MANCELL-EGALA *et al*, 2017). Flocos menores tendem a ter pouca massa e baixas eficiências de remoção (METCALF; EDDY, 2016). Além disso, os flocos que são menos compactos tendem a ter pouca força. Segundo McCurdy *et al.* (2004), flocos com baixa resistência dividem-se em partículas menores em regiões de turbulência presentes em canais, tubulações e decantadores secundários.

A escolha da TES é influenciada pela qualidade do efluente que se deseja obter. As taxas de escoamento típicas variam entre 16 e 33 m/d. Dessa forma, a ocorrência das vazões de pico deve ser considerada nos projetos dos decantadores secundários. Se a ocorrência dessas vazões é de curta duração, as vazões médias de 24 horas podem controlar o fluxo. Entretanto, se as vazões de pico persistirem por períodos longos, o projeto dos decantadores secundários deve ser baseado nelas, para assim evitar a perda de sólidos junto ao efluente do decantador secundário (METCALF; EDDY, 2016).

Enquanto que a TES é utilizada no dimensionamento de decantadores secundários, a carga de sólidos aplicada é considerada por alguns pesquisadores como parâmetro limitante que afeta a concentração de sólidos no efluente. Parker, Kinnear e Wahlberg (2001) afirmam que, mediante um projeto hidráulico e gerenciamento de sólidos adequados de um decantador secundário, a TES tem pouco ou quase nenhum efeito sobre a qualidade do efluente e o projeto pode ser baseado na carga de sólidos aplicada (CSA).

Para o dimensionamento de decantadores secundários, quando se tem conhecimento do comportamento da sedimentação do lodo, a CSA pode ser igualada ao fluxo limite de sólidos, que por sua vez, pode ser determinado pela aplicação da Teoria do Fluxo Limite de Sólidos (von SPERLING, 2002). Essa teoria descreve o fenômeno da sedimentação em zona que ocorre nos decantadores secundários e adensadores por gravidade e sua utilização pode ser tanto na fase de projeto como de operação do sistema (von SPERLING, 1996).

Entende-se por CSA, a carga de sólidos por unidade de área do decantador secundário. Em um decantador secundário de operação contínua, os sólidos tendem a ir para o fundo devido a atuação simultânea do fluxo por gravidade (provocado pela sedimentação gravitacional do lodo) e do fluxo pela retirada de lodo pelo fundo (provocado pelo movimento do lodo originado pela retirada do lodo de recirculação ou lodo de excesso pelo fundo do decantador secundário) (von SPERLING, 1996).

A CSA pressupõe que os sólidos floculados se instalem como um manto no fundo do decantador secundário, deixando uma camada de clarificado acima. O manto sofre adensamento pela sedimentação contínua de novas partículas. Se o adensamento ocorrer a baixas velocidades, a quantidade de sólidos que pode ser aplicada por unidade de área do decantador secundário é limitada (METCALF; EDDY, 2016).

A CSA é um parâmetro utilizado nos projetos de decantadores secundários, sendo a limitação do adensamento da manta de lodo no fundo definida pela Equação 08 (METCALF; EDDY, 2016):

$$CSA = \frac{(Q + Q_R) \times SSLM}{A} \quad (08)$$

Onde:

CSA – carga de sólidos aplicada (kg SST/m<sup>2</sup>.h)

Q – vazão afluente do sistema secundário (m<sup>3</sup>/h)

Q<sub>R</sub> – vazão de retorno de lodo ativado (m<sup>3</sup>/h)

SSLM – SST no liquor misto que entra no decantador secundário (kg/m<sup>3</sup>)

A – área superficial do decantador secundário (m<sup>2</sup>)

A capacidade de remoção das partículas está relacionada com a TES e a de adensamento do lodo com a CSA (METCALF; EDDY, 2016). Valores típicos de TES e CSA podem ser visualizados no Quadro 04.

Quadro 04 – Valores típicos para o projeto de decantadores secundários

Tipo de Tratamento	Taxa de Escoamento Superficial		Carga de Sólidos Aplicada		Nível do Líquido
	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h		kg/m <sup>2</sup> .h		
	Média	Pico	Média	Pico	m
Sedimentação após o processo de lodo ativado (excluindo aeração prolongada)	16-28	36-56	4-6	10	4-5,5
Seletores, remoção biológica de nutrientes	24-32	40-64	5-8	10	4-5,5
Sedimentação após aeração prolongada	8-16	24-32	1-5	8	4-5,5

Fonte: Adaptado Metcalf e Eddy, 2016.

Segundo Cunha (2004), a execução de ensaios para avaliação da sedimentabilidade do lodo representa a melhor maneira de obter os parâmetros necessários para a elaboração dos projetos de decantadores secundários, porém em virtude do pequeno tempo concedido para elaboração dos projetos e pela morosidade na realização dos ensaios de coluna, grande parte dos projetistas não executam os ensaios, utilizando

dados provenientes de literatura. Os testes para a determinação da velocidade de sedimentação em zona e o índice volumétrico de lodo serão abordados na Seção 3.4.

A NBR 12209, no item 6.3.29 é recomendado que no decantador secundário final, a carga de sólidos aplicada seja igual ou inferior a  $144 \text{ kg/m}^2.\text{d}$  e no item 6.3.28 é recomendado que a taxa de escoamento seja igual ou inferior a:

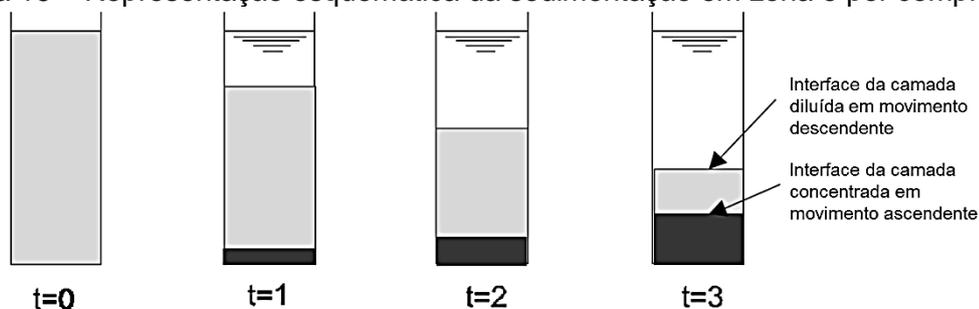
- $36 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  quando a concentração de SST for menor que  $3000 \text{ mg/l}$
- $24 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  quando a concentração de SST estiver compreendida no intervalo de  $3000 \text{ mg/L}$  (inclusive) a  $4500 \text{ mg/l}$ ;
- $16 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  quando a concentração de SST for igual ou superior a  $4500 \text{ mg/l}$ .

### 3.3.4. Sedimentação por Compressão

À medida que a sedimentação continua, uma camada comprimida de partículas começa a se formar no fundo do tanque ou cilindro, temos então a região de compressão. Esse processo geralmente ocorre nas camadas mais profundas dos decantadores secundários e adensadores de lodo (von SPELING, 1996).

Segundo Metcalf e Eddy (2016), a sedimentação por compressão ocorre quando as partículas se encontram em elevado nível de concentração, que formam uma estrutura única, na qual há um estreito contato entre as partículas, de forma que a sedimentação posterior só ocorre pela compressão de toda a estrutura. O processo de compressão ocorre em função do peso das partículas que continuam a serem depositadas sobre a estrutura, forçando a saída do líquido sobrenadante (TORFS *et al.*, 2017), conforme pode ser visualizado na Figura 16.

Figura 16 – Representação esquemática da sedimentação em zona e por compressão



Fonte: von Sperling e Chernicharo (2005a, tradução nossa).

Um aspecto desafiador é que a compressão de lodo não ocorre como um processo autônomo (TORFS *et al.*, 20017). Pelo contrário, com a compressão funcionando como uma força contrária à sedimentação (expulsão do líquido em contra fluxo à disposição de novas camadas de sólidos), a dinâmica na região de compressão dependerá de um efeito combinado com a sedimentação em zona. Como a sedimentação em zona é parte do regime de compressão, para obter bom desempenho de compressão da massa de sólidos a sedimentação em zona também deve ser eficiente.

Várias expressões matemáticas para descrever a velocidade de sedimentação na região de compressão foram desenvolvidas desde expressões baseadas nos modelos que descrevem a velocidade de sedimentação em zona (ZHANG *et al.*, 2006) até equações mais fundamentalmente suportadas (de CLERCQ *et al.*, 2008; RAMIN *et al.*, 2014).

O volume necessário para lodo na região de compressão também pode ser determinado por ensaios de sedimentação em coluna, realizados com a mesma metodologia que os ensaios de velocidade de sedimentação em zona (Seção 3.4.2), entretanto necessitando de um maior intervalo de tempo para a execução. A consolidação de longo prazo pode ser obtida por meio da Equação 09:

$$H_t - H_\infty = (H_2 - H_\infty)e^{-i(t-t_2)} \quad (09)$$

Onde:

$H_t$  - profundidade do lodo do tempo  $t$  (L)

$H_\infty$  - profundidade do lodo após um longo período de sedimentação, na ordem de 24 horas (L)

$H_2$  - profundidade do lodo do tempo  $t_2$  (L)

$i$  - constante para uma determinada suspensão

Os equipamentos de sedimentação podem ser equipados com agitadores na região de compressão com a finalidade de compactar sólidos por meio da ruptura dos flocos, permitindo a liberação da água interna. Geralmente, os adensadores possuem raspadores para manipular os sólidos e conseqüentemente produzir uma melhor compactação (METCALF; EDDY, 2016).

### 3.4. MECANISMOS PARA AVALIAÇÃO DA SEDIMENTABILIDADE DO LODO

Velocidade de sedimentação de partículas pode ser estimado a partir de equações e modelos matemáticos que utilizam diversas variáveis como tamanho, forma e densidade da partícula (HETTLER; GULLIVER; KAYHANIAN, 2011).

Esses modelos de determinação da velocidade de sedimentação de lodo são ferramentas valiosas para melhorar a compreensão dos mecanismos e processos que afetam o desempenho dos sólidos suspensos totais presentes no liquor misto. Conseqüentemente, esses modelos podem servir como uma ferramenta de otimização e controle de processos.

No entanto, o desenvolvimento de um método geral para caracterizar o processo de sedimentação completo é bastante desafiador devido à ocorrência simultânea de diferentes tipos de sedimentação (ou seja, discreta, floculenta, zonal e de compressão) dentro do mesmo decantador secundário (TORFS *et al.*, 2017).

A determinação das velocidades de sedimentação é trabalhosa mesmo com partículas homogêneas (BALDOCK *et al.*, 2004; CUTHBERTSON *et al.*, 2008; KOO, 2009), sendo muito mais complexa a previsão do comportamento de sedimentação para lodo ativado, onde há uma grande variedade de tamanhos e formas das partículas, bem como a existência de uma matriz líquida muito complexa (TRELLES *et al.*, 2017).

Devido a essa variabilidade de condições encontradas nos sistemas de lodo ativado, Metcalf e Eddy (2016) destacam a necessidade de realização de testes com colunas de sedimentação para determinar as características de sedimentabilidade das suspensões em decantadores secundários, de forma a obter informações sobre a sedimentação em zona ou de compressão. Os dados obtidos nesses ensaios são utilizados para o dimensionamento da área necessária para instalação de decantadores secundários e adensadores de lodo. Entretanto, eles ainda destacam que esses dados são usualmente utilizados quando há ampliação ou modificação de estações já existentes, sendo raramente utilizados no projeto de pequenas estações de tratamento.

A seguir serão apresentadas as duas formas mais comumente utilizadas para a determinação das características da sedimentação do lodo, bem como os estudos relacionados a estimativa dos valores de Velocidade de Sedimentação.

### 3.4.1. Índice Volumétrico de Lodo

O Índice Volumétrico de Lodo - IVL é a medida mais comumente utilizada para avaliar os processos de sedimentação de lodos ativados (JONES; SCHULER, 2010). É utilizado para verificar a ocorrência de qualquer mudança nas propriedades do liquor misto em função das variações operacionais, nas características do afluente ou da temperatura (METCALF; EDDY, 2016).

Em 1934, Mohlman (1934<sup>5</sup> apud PAULA, 2014) propôs o IVL como sendo um parâmetro rápido e prático para mensurar as propriedades físicas dos sólidos suspensos presentes no liquor misto. Este Índice é a razão entre o volume ocupado por 1g de lodo depois de 30 minutos de sedimentação tranquila. Ele é obtido colocando uma amostra do liquor misto em um cilindro graduado com volume de 1 a 2 litros e medindo-se a altura da interface sólidos-líquido após 30 minutos de sedimentação (ver Figura 17), bem como a posterior realização de análise da concentração de SST na amostra (METCALF; EDDY, 2016). O valor numérico pode ser obtido por meio da Equação 10.

$$IVL_{30} = \frac{H_{30} \times 10^3}{H_0 \times SST} \quad (10)$$

Onde:

$IVL_{30}$  - índice Volumétrico de Lodo (ml/g)

$H_{30}$  – altura da interface após 30 minutos de sedimentação (ml)

$H_0$  – altura da interface no instante  $t=0$  ou altura da lâmina d'água (ml)

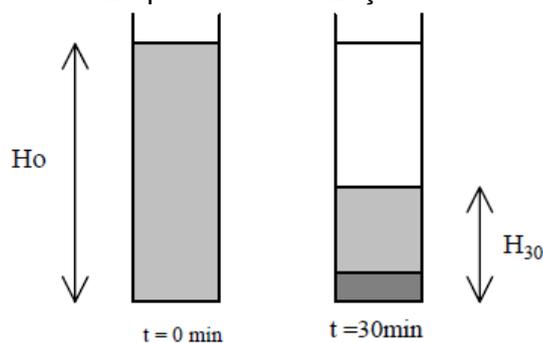
SST - concentração de sólidos suspensos totais da amostra (g/l)

$10^3$  – conversão de l em ml

---

<sup>5</sup> MOHLMAN, F. W. The sludge index. **Sewage Works Journal**, p. 119-122, 1934.

Figura 17 – Esquema de realização do teste de IVL



Fonte: Adaptado von Sperling (1996).

Considerando a metodologia IVL para analisar a sedimentabilidade do lodo von Sperling (2002) e Pessoa e Jordão (2011) apresentaram valores para uma interpretação aproximada do resultado no teste de IVL, conforme observado no Quadro 5.

Quadro 05 – Interpretação do resultado do IVL

Faixa de valores do IVL (ml/g)				Característica do Efluente Jordão e Pessoa (2011)
von Sperling (1996)		Jordão e Pessoa (2011)		
Sedimentabilidade	IVL	Sedimentabilidade	IVL	
Ótima	0 - 50	Perfeita	< 50	Sem turbidez
Boa	50 - 100	Boa	50 - 100	Bom
Média	100 - 200	Tolerável	100 - 200	Perigo de intumescimento e perda de lodo
Ruim	200 - 300	Má	200 - 400	Lodo "doente"
Péssima	> 300	Praticamente impossível	> 400	Perda total de lodo

Fonte: Autoria própria.

Segundo Parker, Kinnear e Wahlberg (2001), valores de IVL superiores a 150 ml/g estão associados, geralmente, ao crescimento de organismos filamentosos. Enquanto que, baixos valores de IVL estão associados a um adensamento mais rápido e uma maior eficiência do decantador secundário (METCALF; EDDY, 2016). Enquanto que os valores elevados indicam má sedimentação da biomassa (JONES; SCHULER, 2010).

Segundo Inocêncio (2012), o teste IVL apresenta vantagens, por ser de baixa complexidade, fornecendo resultados com elevada rapidez (30 minutos), fornecendo percepções sobre as condições do sistema e, assim, contribuindo para responder em tempo útil às variações do tratamento, sem custos adicionais. Entretanto, sua utilidade para quantificar a sedimentabilidade de lodo é limitada (PAULA, 2014). A sua principal desvantagem está na dependência da concentração inicial de sólidos suspensos. Por

essa razão o valor numérico do IVL por si só, não dá uma definição sobre a sedimentabilidade de lodo (PAULA, 2014).

Dessa forma, para exemplificar a dependência da concentração de sólidos na análise de IVL, Metcaf e Eddy (2016) citam como exemplo a realização de um teste de IVL com uma amostra com concentração de SST de 10 g/l que após 30 minutos não houve nenhuma sedimentação. O valor de IVL para esta amostra será igual a 100 ml/g, tendo, conforme classificação apresentada no Quadro 05, uma característica de sedimentabilidade “Boa”.

Numa tentativa de eliminar a influência da concentração de sólidos em suspensão Stobbe (1964<sup>6</sup>, apud PAULA, 2014) desenvolveu o Índice Volumétrico de Lodo Diluído (IVLD). Este teste se baseia na observação experimental que, quando o volume final de lodo no teste seja menor que 200 ml, o resultado tende a ser independente da concentração inicial. Dessa forma, as amostras cuja altura da interface seja superior a 20% da altura inicial, devem ser diluídas em razões de 2 (von SPERLING, 2002). O IVLD é calculado utilizando a Equação 10, multiplicando o resultado pelo inverso da razão da diluição.

Segundo Jenkins, Richard e Daigger, 2003, o IVLD é valioso para prever o comportamento da sedimentação do lodo ativado decantadores secundários e correlaciona-se bem com o nível de organismos filamentosos presentes no lodo ativado.

Outro método desenvolvido com o mesmo objetivo foi o Índice Volumétrico do Lodo Agitado (IVLA) (White, 1975<sup>7</sup> apud PAULA, 2014), definido como o volume de lodo por unidade de massa de sólidos suspensos determinado numa proveta de 1 litro após 30 minutos de decantação aplicando-se agitação mecânica suave durante a sedimentação. Com a aplicação de agitação os erros experimentais do teste, tais como flotação de sólidos suspensos e efeito parede, foram reduzidos. Entretanto, não elimina a influência da concentração inicial de sólidos sobre o resultado do teste.

---

<sup>6</sup> STOBBE, G. Über das Verhalten von belebtem Schlamm in aufsteigender Wasserbewegung. **Publication of the Sanitation Engineering Institute of the Technical University of Hanover**. Germany, n.18. 100 p., 1964.

<sup>7</sup> WHITE, M. J. D. *et al.* Settling of activated sludge. In: WRC Technical Report. **Water Research**, 1975.

O IVLA também pode ser aplicado numa concentração de SST padronizada em 3,5 g SST/l (3500 mg/l), denominado IVLA<sub>3,5</sub>. Tendo em vista que o teste de IVL está sujeito a influência da concentração de sólidos, este teste é o mais representativo e menos sujeito a distorções (von SPERLING, 1996). A concentração de 3,5 g/l foi selecionada por representar um valor usual da concentração de SST nos reatores de aeração das ETEs tipo lodo ativado. O teste é realizado em diferentes concentrações iniciais (obtidas por meio de diluições e/ou concentrações da amostra de liquor misto) e interpola-se o resultado para a concentração padrão de 3,5 g/l.

Os Quadros 06 e 07 apresentam as faixas e os valores típicos de sedimentabilidade, respectivamente, propostos por von Sperling e Froes (1999) para as quatro variantes do teste do IVL. Utilizando desta proposta, uma mesma amostra submetida aos quatro testes de sedimentação pode ser caracterizada por um IVL de 150 ml/g, um IVLD de 130 ml/g, um IVLA de 110 ml/g e um IVLA<sub>3,5</sub> de 90 ml/g e seria classificada como uma amostra de sedimentabilidade “Satisfatória”.

Quadro 06 – Faixa de valores típicos do IVL de acordo com as suas quatro variantes

<b>Sedimentabilidade</b>	<b>IVL</b>	<b>IVLD</b>	<b>IVLA</b>	<b>IVLA<sub>3,5</sub></b>
Muito boa	0 ± 50	0 ± 45	0 ± 50	0 ± 40
Boa	50 ± 100	45 ± 95	50 ± 80	40 ± 80
Satisfatória	100 ± 200	95 ± 165	80 ± 140	80 ± 100
Pobre	200 ± 300	165 ± 215	140 ± 200	100 ± 120
Muito pobre	300 ± 400	215 ± 305	200 ± 260	120 ± 160

Fonte: Adaptado de von Sperling e Froes (1999, tradução nossa).

Quadro 07 – Valores típicos para o IVL de acordo com as suas quatro variantes

<b>Sedimentabilidade</b>	<b>IVL</b>	<b>IVLD</b>	<b>IVLA</b>	<b>IVLA<sub>3,5</sub></b>
Muito boa	45	40	45	35
Boa	75	70	65	60
Satisfatória	150	130	110	90
Pobre	250	190	170	110
Muito pobre	350	260	230	140

Fonte: Adaptado de von Sperling e Froes (1999, tradução nossa).

Diversos autores (SCHWARZENBECK; ERLEY; WILDERER, 2004; COMA *et al.*, 2012; LUO *et al.*, 2014; PRONK *et al.*, 2015) realizaram a determinação do IVL para diferentes tempos de sedimentação (5, 10 e 30 minutos) e não para apenas 30 minutos, como utilizado na maioria das pesquisas. A diferença entre o valor IVL<sub>5</sub> ou IVL<sub>10</sub> e IVL<sub>30</sub> dá uma excelente indicação sobre a formação de grânulos e indica a extensão do espessamento após a sedimentação (SCHWARZENBECK; ERLEY; WILDERER, 2004; de KREUK, KISHIDA; van LOOSDRECHT, 2007; COMA *et al.*, 2012). Schwarzenbeck, Erley e Wilderer (2004) afirmam que, em termos de sistemas

de lodo ativado em bateladas sequenciais, a elevada relação  $IVL_{30}/IVL_5$  permitiria uma maior eficiência operacional através de fases de sedimentação mais curtas. Para sistemas de fluxo contínuo, poderiam ser projetados volumes altamente reduzidos para decantadores secundários. Por outro lado, os mesmos autores concluem que o IVL não é um método apropriado para descrever as propriedades de sedimentação de um leito de lodo granular.

Liu e Tay (2008) propõe que a relação ótima  $IVL_{30}/IVL_5$  seja em torno de 90% para classificar o lodo aeróbio como granular. Por outro lado, Coma *et al.* (2012) cita que a relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  deve estar o mais próximo de 100% para ser indicativo um sistema completamente granulado.

No estudo realizado por Coma *et al.* (2012) obtiveram resultados aproximados a esta proporção ao longo do período de funcionamento da ETE lodo ativado tipo bateladas sequenciais no tratamento de efluente doméstico, o que indica, segundo os autores, um sistema de lodo granular. Além disso, a velocidade de sedimentação atingiu os maiores valores, cerca de 10 m/h, quando essa relação ficou próxima a 1.

Alguns estudos (KREUK; KISHIDA; van LOOSDRECHT, 2007; PRONK *et al.*, 2015) utilizam o teste de IVL também como indicativo das características de granulação do lodo biológico por meio da relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVL_{30}/IVL_5$ .

Zhou *et al.* (2015), de forma simplificada descrevem que a granulação do lodo aeróbio ocorre quando os microrganismos contatam e se conectam para formar núcleos iniciais densos. Os núcleos são subsequentemente agregados com a auto imobilização célula a célula e congutinos por substâncias poliméricas extracelulares.

Liu e Tay (2004) complementam que os grânulos, consórcios microbianos de estrutura forte e densa com qualidades vantajosas em comparação aos flocos do lodo ativado convencional, que incluem: propriedades de sedimentação superiores (velocidade e compressibilidade), alta retenção de biomassa e efluente de melhor qualidade, bem como maior capacidade de resistir a choque hidráulico e de cargas.

O teste de IVL, em certas condições, é considerado como uma medida de sedimentação não confiável (SILVA FILHO, 2014). Li e Stenstrom (2014) e Trelles *et al.* (2017) afirmam que o IVL não é um parâmetro adequado para uso direto na modelagem de decantadores secundários e muito raramente pode prever as

características de sedimentação de lodo. Visto que, por exemplo, a concentração dos sólidos suspensos que podem influenciar significativamente no teste (CATUNDA; van HAANDEL, 1992).

Bye e Dold (1998) realizaram uma análise mais estrutural dos diferentes tipos de IVL. Eles observaram que os valores IVL são fortemente afetados pelas características da coluna de sedimentação (altura e diâmetro), que afeta conseqüentemente o uso dos dados para fins de projeto e simulação do processo de decantação secundária.

Ekama, Marais e Blackbeard<sup>8</sup> (1985, apud SILVA FILHO, 2014) observaram que o IVL pode ser imprevisível quando obtido de diferentes estações de tratamento e diferentes concentrações, enquanto Berkay (1998) considerou que, embora amplamente empregado no mundo de forma bem-sucedida, o IVL possui fraquezas em relação à reprodutibilidade e comparabilidade associada à concentração de sólidos presentes e ao tamanho e geometria da coluna de sedimentação.

Schuler e Jang (2007) resumiram as críticas ao IVL de diversos autores no Quadro 08, observando que esta é uma medida indireta e que não pode representar as quatro classes de sedimentação que ocorre em um decantador secundário (discreta, floculenta, zonal e compressão).

---

<sup>8</sup> EKAMA G.A.; MARAIS G. V. R.; BLACKBEARD, J. R. **Final Report to the Water Research Commission on a two Year Exploratory Study on Activated Sludge *Bulking* and Foaming**

Quadro 08 – Críticas ao IVL

<b>Características</b>	<b>Deficiência ou Limitação</b>
<b>Condição da amostra dos SSLM</b>	
Concentração de SSLM	O IVL é extremamente dependente da concentração dos SSLM (Sólidos Suspensos no Liquor Misto), e possuem uma relação inconsistente.
Características reológicas	O IVL não está relacionado com as forças de rendimento ou com as propriedades reológicas
Filamentos	O IVL não é bem relacionado com o número de filamentos ou com o comprimento dos mesmos
<b>Modificações da amostra de SSLM</b>	
Temperatura	Relação potencialmente inversa entre 5 e 45°C, inconsistente
Mistura	O IVL é reduzido com leve agitação, remove os efeitos da parede do cilindro.
Diluições	O IVL é reduzido com diluições, remove o efeito da concentração dos SSLM.
<b>Teste do cilindro de sedimentação dos SSLM</b>	
Diâmetro do cilindro	O IVL é aparentemente dependente do diâmetro do cilindro, de acordo com as propriedades do SSLM
Profundidade do cilindro	O IVL é aparentemente dependente da profundidade do cilindro, de acordo com as propriedades do SSLM
<b>Parâmetros da Sedimentabilidade de SSLM</b>	
Velocidade inicial de sedimentação	O IVL não é relacionado com a velocidade inicial de sedimentação
Velocidade de sedimentação em zona	O IVL não é relacionado com a velocidade de sedimentação em zona
Resposta ao perfil de sedimentação	O IVL depende somente de um ponto final sobre o perfil de sedimentação
<b>Método do teste de sedimentação dos SSLM</b>	
Método em batelada	A frequência do teste é geralmente apenas uma vez por sai
Método "on-line"	Falta de equipamento para o monitoramento contínuo

Fonte: Schuler e Jang (2007, tradução nossa).

### 3.4.2. Velocidade de Sedimentação em Zona

A determinação de um modelo de velocidade de sedimentação apropriado é indispensável para a concepção de um decantador secundário usando a teoria de fluxo sólido (CHO *et al.*, 1993). Portanto, um número de modelos teóricos ou empíricos que buscam reproduzir o processo de sedimentação de lodo têm sido propostos (VESILIND, 1968, CHO *et al.*, 1993).

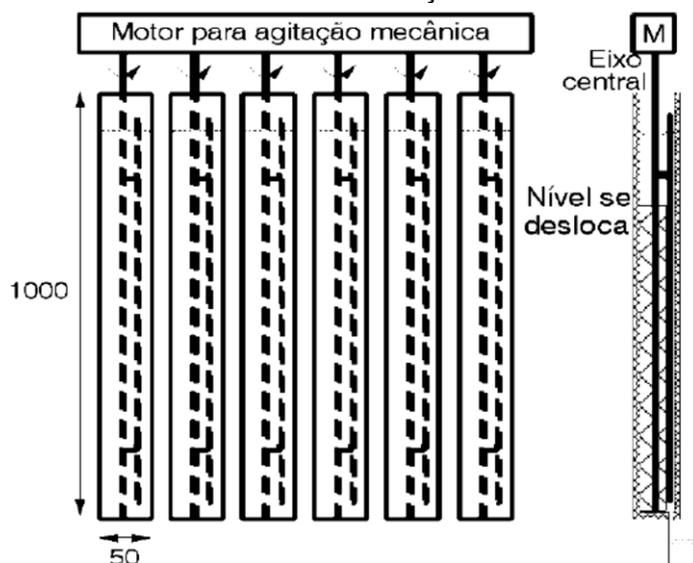
Para determinar as características de sedimentação de lodo e para medir as velocidades de sedimentação de partículas discretas em suspensões diluídas, Camp (1946<sup>9</sup>, apud PIRO, *et al.*, 2011) desenvolveu um método de medição que introduziu

<sup>9</sup> CAMP, T. R. Sedimentation and the design of settling tanks. **Transactions of the American Society of Civil Engineers**, v. 111, n. 1, p. 895-936, 1946.

pela primeira vez o conceito do ensaio de coluna de sedimentação, o qual foi posteriormente aprimorado por diversos pesquisadores (van HAANDEL; MARAIS, 1999; METCALF; EDDY, 2016).

O teste de velocidade de sedimentação em zona - VSZ pode ser observado por meio de um decantador secundário em batelada proposto por White (1975<sup>10</sup>, apud PAULA, 2014), representado na Figura 18. O equipamento consiste em um cilindro vertical transparente, no qual insere-se uma batelada de liquor misto. O líquido pode ou não receber suave agitação por um agitador vertical.

Figura 18 – Representação do método de coluna de decantação para determinação da velocidade de sedimentação em zona



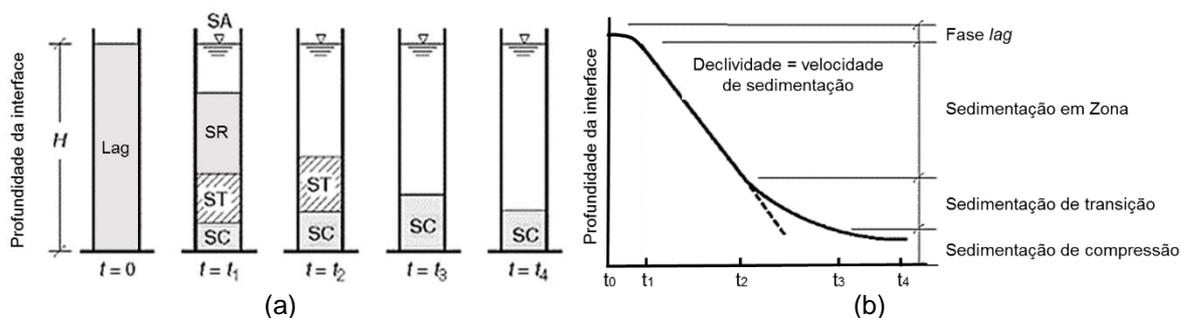
Nota: Medidas em milímetros.  
Fonte: van Haandel e Marais (1999).

Pouco tempo após iniciar o procedimento, é possível identificar uma interface definida, separando uma fase líquida dos sólidos em suspensão, estes na parte inferior da coluna. Na região abaixo da interface as partículas sedimentam com uma velocidade constante e uniforme. Simultaneamente, no fundo da coluna acumula-se lodo sedimentado com uma alta concentração. Com a progressão do ensaio, uma fração cada vez maior de lodo passa a fazer parte desse lodo concentrado. Quando a interface se aproxima do lodo concentrado a velocidade de sedimentação começa a diminuir gradualmente (van HAANDEL; MARAIS, 1999). Na Figura 19(a) pode ser observado o comportamento da sedimentação e Figura 19(b) visualizar a curva típica

<sup>10</sup> WHITE, M. J. D. *et al.* Settling of activated sludge. In: WRC Technical Report. **Water Research**, 1975.

da interface sólidos-líquido com as fases da sedimentação: *lag*, zona, transição e compressão.

Figura 19 – Representação esquemática do teste de velocidade de sedimentação em batelada (a) e curva típica da interface sólidos-líquido (b)



Legenda: Lag – Fase *lag*  
 SR – Sedimentação em zona  
 ST – Sedimentação de transição  
 SC – Sedimentação de Compressão

Fonte: Adaptado Metcalf e Eddy (2016).

Segundo Ramin *et al.* (2014), o período de retardamento ou fase *lag*, normalmente observada no início do experimento em coluna, é resultado da dissipação de energia cinética ocasionada pela agitação do fluido dentro da coluna em virtude do enchimento das mesmas, da introdução de bolhas de ar grosseiros ou agitação rápida para homogeneizar o liquor misto na coluna antes de iniciar as medições. O período subsequente é a sedimentação em zona (conforme abordado na seção 3.3.3). As partículas que se depositam na parte inferior da coluna entram em regime de compressão (conforme abordado na seção 3.3.4). Entre a fase de Sedimentação em Zona e Compressão há a Sedimentação de Transição, como o próprio nome já diz corresponde transição entre as duas fases, na qual ocorre a redução da velocidade de sedimentação para iniciar a compressão do lodo já sedimentado.

Segundo Zhang *et al.* (2006) e Jones e Schuler (2007), para a realizar a modelagem da sedimentação dos sólidos suspensos totais, a determinação da velocidade de sedimentação do lodo é um ponto chave. A maioria dos estudos realizados nesta área visam correlacionar a velocidade de sedimentação à concentração do lodo, sendo essas correlações aplicadas na teoria do fluxo de sedimentação para o processo de lodo ativado (TRELLES *et al.*, 2017). Dessa forma, Vesilind (1968) correlacionou essas variáveis através de uma equação muito simples, que tem sido amplamente utilizada até os dias atuais (Equação 11):

$$v = v_0 \cdot e^{-k \cdot X_t} \quad (11)$$

Onde:

$V$  – velocidade de sedimentação em zona (m/h)

$X_t$  – Concentração de sólidos em suspensão (g/l)

$k$  - constante de compressibilidade do lodo (l/g)

$v_0$  – velocidade inicial de sedimentação (m/h)

O modelo semilogarítmico de Vesilind é o mais utilizado nos estudos que buscam avaliar a sedimentabilidade de lodo (MANCELL-EGALA *et al.*, 2016). Segundo Giokas *et al.* (2003), o modelo é escolhido em relação a outros, porque fornece uma descrição teoricamente consistente da curva de sedimentação gravitacional com pontos de giro e inflexão definidos (modelo de teoria de fluxo de sólidos mais constante e consistente) e dá uma correlação mais próxima com os dados medidos em laboratório, plantas piloto e em escala ao longo dos anos. No estudo realizado por Zhang *et al.* (2006), provaram que a função Vesilind também é capaz de descrever a velocidade de sedimentação por compressão. Silva Filho (2014) ressalta ainda que o modelo proposto por Vesilind conta apenas com duas variáveis ( $v_0$  e  $k$ ), tornando-o facilmente reproduzível devido a facilidade de obtenção de seus dados de entrada.

$k$  e  $v_0$  são constantes empíricas e estão ligadas às propriedades mecânicas do lodo. A constante  $v_0$  representa a velocidade de sedimentação que o lodo poderia ter caso estivesse tão diluído que as partículas sedimentariam individualmente. Já a constante  $k$  representa a compressibilidade do lodo, dessa forma quanto maior o valor de  $k$ , mais difícil será obter uma concentração elevada de sólidos após a sedimentação (PAULA, 2014).

Dessa forma, van Haandel e Marais (1999) classificam a sedimentabilidade do lodo com relação as constantes  $k$  e  $v_0$ , conforme Quadro 09. Para a constante  $k$  a classificação “Boa” referente a valores menores que 0,31 l/g e “Ruim” acima de 0,46 l/g. A classificação média fica contida entre esses valores. Já para a constante  $v_0$ , a classificação “Boa” referente a valores maiores que 11 m/h e “Ruim” abaixo de 6 m/h. A classificação média fica contida entre esses valores.

Quadro 09 – Parâmetros de qualificação da sedimentabilidade do lodo ativado de acordo com as constantes de Vesilind

Classificação	k (l/g)	v <sub>0</sub> (m/h)
Boa	0,31	11
Média	0,36	9,5
Ruim	0,46	6

Fonte: adaptado van Haandel e Marais (1999).

Paula (2014) traz que não há configuração padrão ou protocolos definidos quanto às dimensões da coluna. Na literatura é possível encontrar dimensões para colunas de sedimentação com diâmetro variando de 5 (cinco) a 38,6 centímetros; altura de 0,4 a 3 (três) metros; sem agitação ou com agitação de 1 (um) a 6 (seis) rpm e tempo de sedimentação de 30 a 300 minutos (CHEN *et al.*, 1996; van HAANDEL; MARAIS, 1999; von SPERLING, 2002; ZHANG *et al.*, 2006; de CLERCQ *et al.*, 2005, 2008; JONES; SCHULER, 2010; RAMIN *et al.*, 2014; RICORDEL; DJELAL, 2014; METCALF; EDDY, 2016).

Giokas *et al.* (2003) observaram que as colunas mais curtas não produzem resultados que possam refletir de forma eficiente a velocidade de sedimentação real. Isso pode ser atribuído ao fato de que, nessas colunas a velocidade de sedimentação é afetada pelos efeitos de parede e pela profundidade da manta de lodo. As colunas mais curtas, embora possam ser usadas de forma favorável para estimar as propriedades de sedimentação do lodo ativado (conforme expresso pelos índices IVL), não podem ser usadas para representar diretamente as velocidades de sedimentação em zona. Giokas *et al.* (2003) recomendam então a utilização e colunas de sedimentação cuja relação  $H_0/D$  (razão entre a altura do líquido e o diâmetro interno da coluna) seja superior a 12.

Por outro lado, ECKENFELDER (1989<sup>11</sup>, citado por PIRO *et al.*, 2011) recomenda a utilização de coluna com um diâmetro mínimo de 12,7 cm, para minimizar os efeitos de parede. Teoricamente, a profundidade da coluna não influencia na análise (PEAVY; ROWE; TCHOBANOGLOUS, 1985<sup>12</sup>, apud PIRO *et al.*, 2011).

<sup>11</sup> ECKENFELDER, W. W. **Industrial Water Pollution Control**. 2 ed. New York: McGraw-Hill, 1989.

<sup>12</sup> PEAVY, H.S.; ROWE, D.R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Environmental Engineering**. New York: McGraw-Hill, 1985.

Zhang *et al.* (2006) determinaram a velocidade de sedimentação em zona utilizando uma coluna de sedimentação com a altura de 120 cm e com diâmetro de 18 cm, a qual foi equipada com um agitador a uma velocidade constante de 1 rpm.

A coluna utilizada no estudo desenvolvido por Piro *et al.* (2011) foi uma coluna de sedimentação estacionária (sem agitação) de 15 cm de diâmetro e 300 cm de altura, com cinco pontos de amostragem igualmente espaçados. A profundidade da coluna escolhida correspondeu à profundidade típica adotada no projeto de tanques de decantação.

Giokas *et al.* (2003) utilizaram dados provenientes de ensaios de coluna com 7,5 cm de diâmetro e 100 cm de altura. E Cho *et al.* (1993) utilizaram agitador com uma velocidade de 1 rpm, visando prevenir a formação de flocos.

Segundo van Handel e Marais (1999), o teste de velocidade de sedimentação não é muito aplicado nas rotinas de análises nas estações de tratamento de esgoto, por ser um processo complexo e tedioso. Por essa razão utilizam com frequência o método de índice Volumétrico de Lodo – IVL para quantificar a sedimentabilidade do lodo.

### **3.4.3. Relação IVL x Constantes de Vesilind**

Numerosos estudos foram realizados visando a obtenção e evolução de equações matemáticas que, de forma satisfatória e confiável, descrevessem a sedimentação do lodo nos decantadores secundários, mas, até o momento, não existe nenhuma solução universalmente aceita. Isso se deve principalmente às diferentes condições, tipos de lodo (diferentes configurações de lodo ativado) e instrumentação empregadas na realização dos ensaios de sedimentabilidade, dificultado assim o processo de se obter um resultado conclusivo (GIOKAS *et al.*, 2003). Li e Stenstrom (2014) ressaltam que a falta de um método fácil, rápido e confiável para a medição de curvas de sedimentação ainda é uma das principais limitações para a pesquisa e aplicação prática.

A motivação para a determinação dessas equações foi imposta pelo fato de que a obtenção dos parâmetros  $v_0$  e  $k$  requer vários ensaios de coluna sedimentação para diversas concentrações de SST, um procedimento que exige tempo, equipamento especializado e pode resultar em dados dispersos (GIOKAS *et al.*, 2003).

Segundo Trelles *et al.* (2017), diversos autores propuseram correlações entre os parâmetros empíricos  $v_0$  (m/h) e  $k$  ( $m^3/kg$ ) do modelo proposto por Vesilind (1969) e o Índice volumétrico de lodo – IVL. Esses estudos resultaram em modelos matemáticos para a determinação desses parâmetros em função dos resultados obtidos nos testes de IVL. Grande parte dos estudos já realizados foram compilados e analisados pelos pesquisadores von Sperling e Froes (1999), Giokas *et al.* (2003) e Trelles *et al.* (2017).

Froes (1996) atribuiu valores típicos para os parâmetros  $v_0$  e  $k$ , por meio da determinação faixas de IVL, um procedimento, que é principalmente aplicável para fins de projeto (von SPERLING; FROES, 1999). Autores como Johnstone *et al.* (1979), Tuntoolavest e Grandy (1982), von Sperling (1990) e Froes (1996) também propuseram metodologia semelhante, utilizando faixas de valores de IVL para a atribuição de valores ou equações para a determinação dos parâmetros  $v_0$  e  $k$ .

Daigger (1995<sup>13</sup> apud GIOKAS *et al.*, 2003) realizou uma avaliação integrada de um grande número de equações disponíveis com um conjunto de dados resultando na proposta de uma equação que poderia prever com mais precisão a velocidade de sedimentação através de uma vasta gama de concentração de SST na amostra. A relevância das descobertas de Daigger (1995) é que sua pesquisa foi fundamentada em uma longa base de dados, utilizada para avaliar as correlações dos valores de IVL, que foram obtidos por diferentes configurações experimentais, permitindo, assim, uma predição mais precisa (GIOKAS *et al.*, 2003).

Metcalf e Eddy (2016) ressaltam que a vantagem das correlações entre o IVL e os parâmetros empíricos da equação de Vesilind é que a análise pode ser realizada na própria estação de tratamento de efluentes de forma a estimar a capacidade do decantador secundário, utilizando dados obtidos de forma fácil e rápida, ao invés de um procedimento que requer a utilização de testes de sedimentação mais trabalhosos.

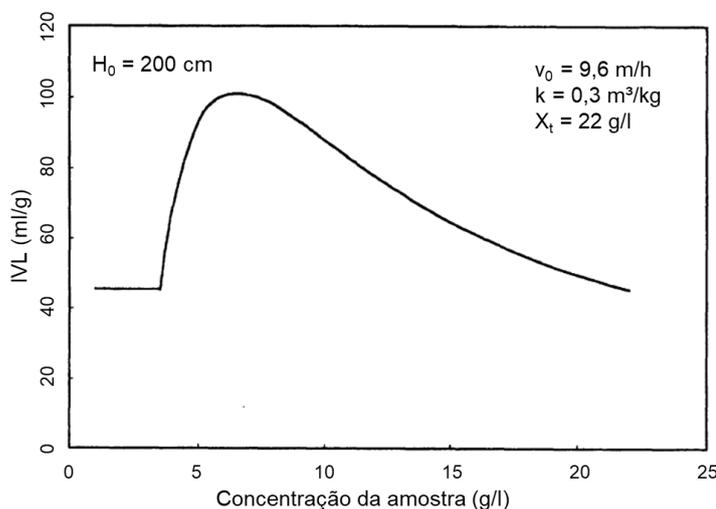
Por outro lado, Giokas *et al.* (2003) alertam que mesmo no modelo mais bem desenvolvido, os desvios do comportamento real não podem ser evitados, quer por causa de limitações nos valores atribuídos (dentro de cada intervalo de IVL) ou por causa das diferentes características de sedimentação dos vários tipos de lodo. De

---

<sup>13</sup> DAIGGER, G. T. Development of refined clarifier operating diagrams using an updated settling characteristics database. **Water Environment Research**, v. 67, n. 1, p. 95-100, 1995.

forma a exemplificar essa fragilidade, Bye e Dold (1998) analisaram o comportamento do IVL em função da concentração de sólidos presente na amostra e tiveram como resultado uma curva típica, como mostrado na Figura 20.

Figura 20 – Curva típica dos valores do IVL em função da concentração da amostra



Fonte: Bye e Dold (1998, tradução nossa).

Como pode ser visualizado na Figura 20, a curva de IVL apresenta-se em três seções distintas: inicialmente, o IVL é constante mesmo com o aumento da concentração. Esta seção é seguida por um aumento rápido do IVL com aumento adicional na concentração até um valor de pico. Finalmente, o IVL começa a diminuir mesmo com a elevação na concentração de sólidos.

A primeira seção da curva aponta que o IVL é independente da concentração de sólidos da amostra (BYE; DOLD, 1998). Segundo os mesmos autores, essa situação ocorre quando a sedimentação por compressão é alcançada em até 30 minutos de sedimentação em coluna. Com o aumento da concentração, há um rápido aumento do IVL até o pico de aproximadamente 100 ml/g, na concentração de 6 g/l. A partir desse ponto a medida que a concentração de sólidos se eleva, o IVL diminui. Esse comportamento representa pouca ou nenhuma sedimentação durante a realização do teste de IVL (BYE; DOLD, 1998).

Diante dessa realidade, Bye e Dold (1998) afirmam que uma amostra com determinados parâmetros de sedimentação ( $v_0$  e  $k$ ) pode exibir uma ampla faixa de valores de IVL, mesmo para pequenas variações na concentração da amostra. No entanto, uma correlação baseada no IVL irá prever pares muito diferentes de valores

de  $v_0$  e  $k$ . Podendo assim, os modelos matemáticos de previsão das constantes de Vesilind a partir do IVL apresentar grandes desvios.

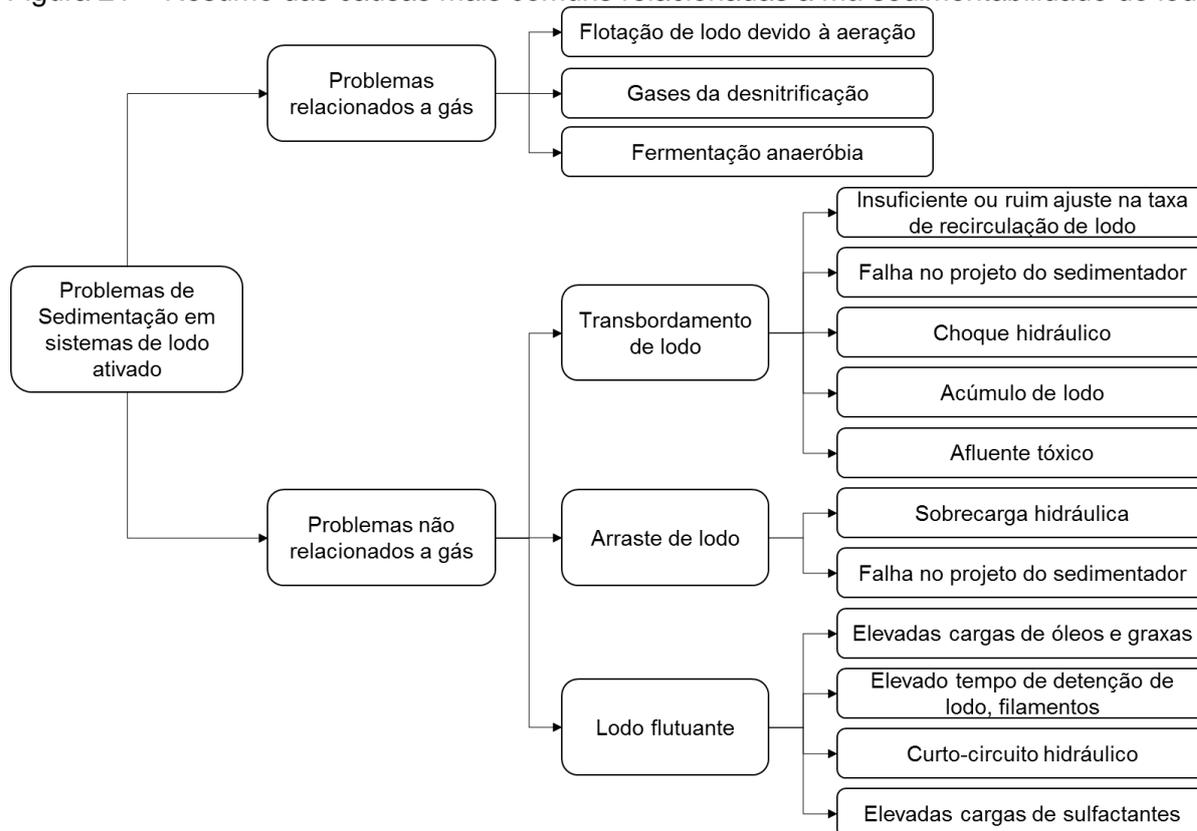
### 3.5. FATORES QUE INTERFEREM NA SEDIMENTABILIDADE DO LODO

A eficiência do processo de tratamento de lodos ativados é correlacionada com uma eficiente separação de sólidos-líquido (ZHANG *et al.*, 2006), que é fortemente depende das propriedades de sedimentação da biomassa (GOVOREANU *et al.*, 2003, JIN; WILÉN; LANT, 2003; AMANATIDOU *et al.*, 2015). Além disso, uma eficiente separação sólidos-líquido, resulta em uma maior agregação de microrganismos e sólidos no lodo biológico sedimentado. Pobre biofloculação em uma estação de tratamento pode resultar em uma sedimentação ineficiente no decantador secundário e conseqüentemente arraste de sólidos no efluente final (SANIN *et al.*, 2006; NGUYEN; HANKINS; HILAL, 2007).

Apesar de diversos estudos analisarem a sedimentação de lodo nos decantadores secundários, muitos sistemas de lodos ativados ainda vivenciam problemas relacionados a separação da biomassa nos tanques de sedimentação (AMANATIDOU *et al.*, 2015).

Uma variedade de fatores relacionados às condições operacionais e ambientais de uma estação de tratamento de efluentes interferem na sedimentabilidade do lodo. Destacam-se os seguintes fatores: pH (CETIN; SURUCU, 1990), temperatura e sazonalidade (CETIN; SURUCU, 1990, KRISHNA; van LOOSDRECHT, 1999; RAMIN *et al.*, 2014; YANG, ZHAO; DU, 2017), concentração de oxigênio dissolvido (OD), sobrecarga hidráulica (MANCELL-EGALA *et al.*, 2016), carga de matéria orgânica (LIU *et al.*, 2017), densidade da biomassa (SCHULER; JANG, 2007; JONES; SCHULER, 2010), alteração da biomassa presente no lodo ativado (JIN; WILÉN; LANT, 2003, MARTINS *et al.*, 2003; LIU *et al.*, 2017), produção de gases (AMANATIDOU *et al.*, 2015), entre outros. Amanatidou *et al.* (2015) resumem as principais causas relacionadas a má sedimentação do lodo na Figura 21.

Figura 21 – Resumo das causas mais comuns relacionadas a má sedimentabilidade do lodo



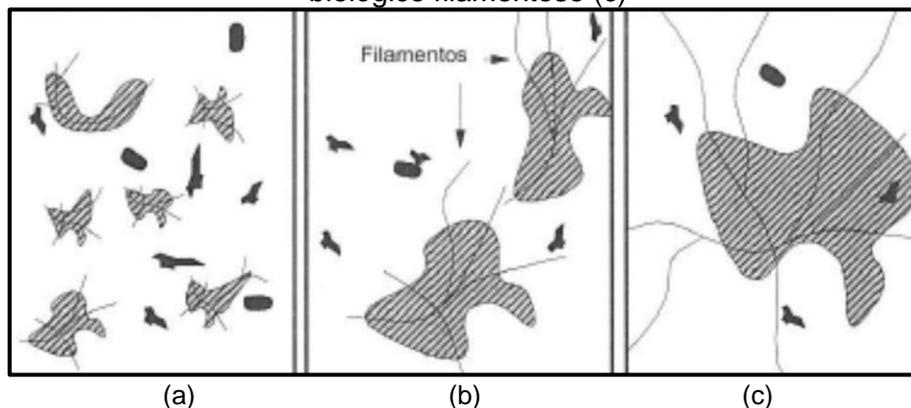
Fonte: Amanatidou *et al.* (2015, tradução nossa).

### 3.5.1. Composição do Floco Biológico

Os problemas mais comuns observados numa estação de tratamento de esgoto tipo lodo ativado estão relacionadas as características do lodo biológico. Metcalf e Eddy (2016) citam como exemplo fenômenos como *bulking* ou intumescimento de lodo (filamentoso ou viscoso), formação de espuma e flotação do lodo (presença de gases).

Jin, Wilén e Lant (2003) ressaltam que as duas causas principais atribuídas a problemas no processo sedimentabilidade do lodo são atribuídas à proliferação excessiva de bactérias filamentosas e à baixa capacidade de floculação, por exemplo, formação de pequenos flocos e leves, denominados *pin-floc* ou floco alfinete, conforme pode ser visualizado na Figura 22.

Figura 22 – Crescimento disperso (a), floco biológico de características normais (b) e floco biológico filamentososo (c)



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

O crescimento excessivo de bactérias filamentosas foi estudado extensivamente nas últimas décadas e é uma das mais bem conhecidas causas de mau sedimentação de sólidos (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003; JONES; SCHULER, 2010). Entretanto outros parâmetros físicos, tais como o tamanho e densidade dos flocos, também afetam a sedimentabilidade do lodo (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003; WILÉN *et al.*, 2008; JONER; SCHULER, 2010).

A seguir serão discutidos os problemas ocasionados pelo desbalanceamento do lodo biológico numa ETE tipo lodo ativado.

### 3.5.1.1. *Bulking* filamentososo

*Bulking* filamentososo é definido como o desbalanceamento de crescimento das bactérias filamentosas dentro de um floco biológico. Muitas vezes resulta em uma sedimentação mais lenta, desempenho operacional baixo (baixa eficiência na remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e nutrientes) e elevados custos de tratamento (MARTINS *et al.*, 2003).

*Bulking* filamentososo é muitas vezes considerado o problema mais grave que ocorre em uma estação de tratamento de esgoto tipo lodo ativado, sendo sua ocorrência registrado em ETEs de diferentes partes do mundo (MARTINS *et al.*, 2003; NIELSEN, *et al.*, 2009). O *bulking* filamentososo resulta em uma pobre sedimentação do lodo, podendo evoluir para um colapso do sistema de tratamento (YANG; ZHAO; DU, 2017). Segundo Richard, Brown e Collins (2003), o *bulking* filamentososo é a causa número um de descumprimento de padrões de lançamento de efluentes nos Estados Unidos.

Wang *et al.* (2016) relatam que no norte da China, este problema ocorre todos os anos em mais de 50% das ETEs do tipo lodo ativado.

Foot e Robinson (2003) trazem que o desequilíbrio das bactérias filamentosas foi identificado pela primeira vez como sendo responsável por uma fraca sedimentação do lodo ativado por Morgan e Beck (1928). Anos mais tarde, Donaldson (1932) descreveu o crescimento filamentoso como “as ervas daninhas de lodo ativado” e firmemente colocou a culpa nelas pela má sedimentação do lodo.

Richard, Brown e Collins (2003) ressaltam que uma certa quantidade de bactérias filamentosas é benéfica para o processo de lodo ativado. Os flocos sem esqueleto filamentoso ou com esta microestrutura incipiente são geralmente mais vulneráveis a agressões externas, como as causadas pela aeração e tem menor capacidade em sedimentar (AMANATIDOU *et al.*, 2015; METCALF; EDDY, 2016). A presença de alguns filamentos também serve para captar e armazenar pequenas partículas durante a sedimentação do lodo, obtendo-se uma menor turbidez no efluente (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003).

No entanto, Guo e Zhang (2012) afirmam que quando o balanço de indivíduos da comunidade é perturbado e há proliferação excessiva de bactérias filamentosas, surgem problemas como o *bulking* filamentoso e *Foaming* (espuma). Segundo Martins *et al.* (2003), as bactérias filamentosas não precisam ser a maioria para causar o *bulking*. De acordo com Palm, Jenkins e Parker (1980) e Kappeler e Gujer (1994<sup>14</sup> apud MARTINS *et al.*, 2003) para que ocorra esse fenômeno, frações de volume de 1-20% são suficientes. Já Richard, Brown e Collins (2003) ressaltam que apenas quando os filamentos crescem em grandes quantidades (aproximadamente  $10^7$   $\mu\text{m}$  de filamentos por grama de lodo ativado) que se observa obstáculo na sedimentação e compressão do lodo.

Os filamentos em excesso mantem as bactérias de formação de flocos afastadas, levando a formação de um lodo com elevado teor de água, geralmente leves e volumosos (FOOT; ROBINSON, 2003). Nestas condições, os sólidos suspensos

---

<sup>14</sup> KAPPELER, J.; GUJER, W. Verification and applications of a mathematical model for “aerobic bulking”. *Water Research*, v. 28, n. 2, p. 311-322, 1994.

presentes no liquor misto podem ser arrastados para o efluente final, com a possibilidade de não atendimento aos padrões de lançamento de efluentes nos corpos receptores, ocasionar uma desinfecção inadequada (METCALF; EDDY, 2016) e até mesmo resultar na perda excessiva de biomassa ativa. Em casos graves, a perda do inventário de lodo pode levar a uma perda da capacidade de tratamento da planta e ineficiência do processo (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003).

Apesar de muitos estudos desenvolvidos sobre o *bulking* filamentoso, uma solução definitiva ainda não foi encontrada. Essa realidade levou muitos pesquisadores a olhar para a população microbiana e procurar as bactérias filamentosas predominantemente responsáveis por este fenômeno (MARTINS, *et al.*, 2003).

Apesar da grande variação na composição microbiológica do lodo ativado em entre diferentes regiões do planeta e sazonalmente, pode-se concluir que *Microthrix parvicella*, Tipos 0092 e 0041/0675 são, aparentemente, os principais morfotipos filamentosos, responsáveis pelos eventos de *bulking* filamentoso (MARTINS, *et al.*, 2003). Os organismos filamentosos mais comuns em sistemas de lodo ativado e a possível causa do seu desequilíbrio estão listados no Quadro 10.

Quadro 10 – Bactérias filamentosas encontradas no lodo ativado e as condições operacionais

<b>Causa</b>	<b>Bactéria Filamentosa</b>
1. Baixa concentração de Oxigênio Dissolvido	<i>Sphaerotilus natans</i> <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> tipo 1701 <i>Microthrix parvicella</i>
2. Baixa relação A/M	<i>Microthrix parvicella</i> tipo 0041, 0675, 1851 e 0803
3. Septicidade/ Disponibilidade de sulfeto	<i>Nostocoida limicola</i> I, II, III <i>Thiothrix</i> I e II <i>Beggiatoa</i> spp. tipo 0092 , 0411, 0581, 0914, 0961 e 021N
4. Óleos e Graxas	<i>Nocardia</i> spp. <i>Microthrix parvicella</i> tipo 1863
5. Deficiência de Nutrientes	<i>Sphaerotilus natans</i> Tipo 0041 e 0675
Nitrogênio:	tipo de 021N <i>Thiothrix</i> spp.
Fósforo:	<i>Nostocoida limicola</i> III <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> <i>Sphaerotilus natans</i>
6. Baixo pH	Fungos

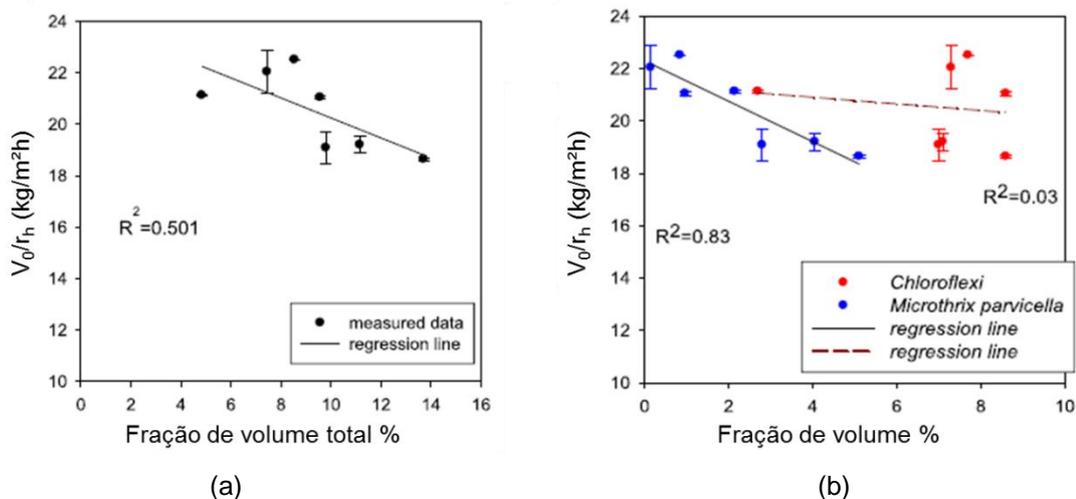
Fonte: Adaptado Richard, Brown e Collins (2003) e Metcalf e Eddy (2016).

Na prática, os problemas de *bulking* revelam, nos ensaios de sedimentabilidade, uma baixa capacidade de sedimentação, bem como baixa velocidade de sedimentação (SOUSA, 2011). Gray (2004) indica valores de IVL superiores a 150 ml/g como resultados típicos de testes de sedimentabilidade quando da ocorrência de *bulking* filamentoso. Segundo ele, os valores de IVL na faixa de 80 a 120 ml/g são desejáveis durante a operação de uma ETE tipo Lodo ativado. Li e Yuan (2002) relataram que a velocidade de sedimentação do lodo varia de acordo com as características do lodo. Estes pesquisadores encontraram velocidades de sedimentação variando entre 1,8 e 12 cm/s.

No estudo realizado por Yang, Zhao e Du (2017), as principais bactérias causadoras *bulking* filamentoso nas plantas investigadas foram *Flavobacterium*, *Microthrix parvicella* e *Haliscomenobacter hydrossis*. No entanto, devido a sua abundância não ser alta, as três plantas investigadas ainda foram capazes de manter as condições de operação. Segundo os autores, o *bulking* resultou em uma diminuição significativa na diversidade de bactérias e vírus na biomassa, e um forte aumento na abundância de algumas bactérias causadores de *bulking* e duas famílias de bacteriófagos dominantes.

No estudo realizado por Wagner *et al.* (2015), os valores obtidos para os parâmetros de sedimentação em zona são apresentados na Figura 21. Existe uma tendência decrescente de  $v_0$  com aumento da fração total de bactérias filamentosas. Além disso, os resultados sugerem uma associação moderada ( $R^2 = 0,501$ ) da fração de filamentosas total com o  $v_0$ . Em contraste, avaliando o efeito das duas principais filamentosas, Figura 23(a), separadamente, na Figura 23(b), a correlação entre a fração volumétrica de *M. parvicella* e  $v_0$  é significativamente aumentada ( $R^2=0,83$ ). Os autores concluem que a fração volumétrica das bactérias que residem dentro do floco (ou seja, *M. parvicella*) é o fator chave que rege o comportamento de sedimentação em zona e não o quantitativo total de filamentosas presente no lodo. Estes dados também implicam que as técnicas convencionais, com base no comprimento médio total do filamento e no IVL, podem ser limitadas na caracterização do *bulking* filamentoso.

Figura 23 – Correlação de parâmetros de velocidade de sedimentação em zona com a abundância das bactérias filamentosas no lodo(a) e com a abundância das bactérias *M. parvicella* e *Chloroflexi* (b), incluindo as linhas de regressão e os valores de  $R^2$  obtidos



Fonte: Wagner et al. (2015, tradução nossa).

Nota:  $r_h$  - Índice de definição de compensação em zona.

No estudo realizado por Jin, Wilén e Lant (2003), as propriedades morfológicas e físicas dos flocos tiveram influência importante sobre a compressibilidade e sedimentação do lodo. Quando o lodo continha flocos grandes e elevadas quantidades de filamentos, demonstrou fraca sedimentação. Flocos com elevada capacidade de floculação teve baixos IVL e elevadas VSZ, ao passo que os valores elevados de hidrofobicidade, carga superficial negativa e a viscosidade dos flocos correlacionados para elevado IVL e baixa VSZ. A quantidade de compostos poliméricos, substâncias húmicas e hidratos de carbono no lodo e as substâncias poliméricas extracelulares (EPS) extraídos tinha correlações positivas significativas com o IVL. A VSZ foi quantitativamente independente dos componentes poliméricos.

O estudo realizado por Kotay *et al.* (2011) visou avaliar a aplicação do bacteriófago da família *Myoviridae* (vírus) como biocontrole do *Bulking* filamentoso usando *Haliscomenobacter hydrossis* como bactéria filamentosa modelo. Após a aplicação do vírus, obteve-se uma redução bem-sucedida no IVL de 155 a 105 ml/g, indicando uma melhoria na sedimentação da biomassa. Segundo os autores, a redução no IVL foi devida ao aumento da velocidade de sedimentação, que foi possivelmente resultado do aumento do tamanho do floco devido à morte de *H. hydrossis* pelo vírus. A aplicação do vírus não afetou a eficiência de remoção de nutrientes, sugerindo que não houve danos colaterais à microbiota.

De um modo geral, segundo Metcalf e Eddy (2016) e Liu *et al.* (2017), o crescimento excessivo das formas filamentosas tem sido atribuído a uma variedade de condições:

- Baixo teor em oxigênio dissolvido;
- Carência em nutrientes (nitrogênio e fósforo);
- Baixa carga orgânica (DUTTA; SARKAR, 2015);
- Baixa relação alimento/microrganismo (JONES; SCHULER, 2010);
- Presença de septicidade;
- Elevada idade do lodo (AMANATIDOU *et al.*, 2015);
- Configuração do reator e decantador secundário;
- Variação das características do efluente (variações de vazão, composição, pH, temperatura);
- Temperatura e;
- pH baixo.

O processo Oxic-sedimentação-anaeróbia (modificação do processo de lodo ativado convencional através da inserção de um reator anaeróbio no canal de derivação de recirculação de lodo) tem sido empregado com sucesso para reprimir o crescimento de organismos filamentosos (LIU; TAY, 2001).

Kruit, Hulsbeek e Visser (2002) verificam e propõe algumas adequações na configuração dos sistemas de lodo ativado. Primeiro, a necessidade de haver um reator anóxico separado para permitir a formação de lodo com boas propriedades de sedimentação (IVL menor que 150 ml/g), pois, de acordo com os autores, uma configuração com desnitrificação e nitrificação totalmente simultânea leva a *bulking* filamentosos (IVL maior que 150 ml / g). Segundo, a implementação de um reator extra anóxico / aeróbio, mantendo uma elevada concentração de oxigênio (maior que 1,5 mg/l) e criando baixa concentração de amônio (menor que 1 mg/l) no reator aeróbio.

Segundo van Haandel e Marais (1999) e Metcalf e Eddy (2016), a concentração de OD no reator deve ser igual ou superior a 2 mg/l em condições normais de carga orgânica, para a ocorrência de nitrificação e controle do crescimento de bactérias filamentosas.

O pH dos reatores de aeração deve permanecer acima de 6,5. Segundo Jenkins, Richard e Daigger (2003), pH abaixo de 6 favorece o crescimento de fungos filamentosos.

Em situações de emergência, a utilização de cloro ou peróxido de hidrogênio pode ser realizada para controle temporário do crescimento filamentosos (SOUSA, 2002; METCALF; EDDY, 2016). Segundo Jenkins, Richard e Daigger (2003), em sistemas com baixo tempo de detenção hidráulico (entre 5 e 10 horas), utiliza-se uma dosagem diária de cloro na ordem de 0,002 a 0,008 por quilo de sólidos suspensos no liquor misto. Apesar de eficiente no controle do crescimento a bactérias filamentosas, a cloração resulta num efluente turvo, já que prejudica a estrutura dos flocos e conseqüentemente a sedimentação. Entretanto Richard, Brown e Collins (2003) ressaltam que a cloração deve ser utilizada com cautela, pois ela pode ocasionar problemas piores para a planta de tratamento se o problema de perda de sólidos não é filamentosos, podendo levar a *bulking* viscoso ou formação de *pin-flocs*.

### **Contagem de bactérias filamentosas**

A contagem do número de filamentos ou o comprimento dos filamentos presentes nos flocos de lodo ativado foram utilizadas em pesquisas iniciais para demonstrar que as propriedades de sedimentação de lodo ativado poderiam estar relacionadas ao nível dos organismos filamentosos (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003).

Este método simplificado para determinar os níveis de organismos filamentosos presentes no lodo ativado tem apresentado resultados bem correlacionados com as propriedades de sedimentação da biomassa. O sistema de pontuação subjetiva que mensura a abundância de organismos filamentosos baseia-se no método de pontuação qualitativa – com escala de 0 a 6, descrita no Quadro 11). Portanto, estes dados devem ser interpretados com cautela (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003).

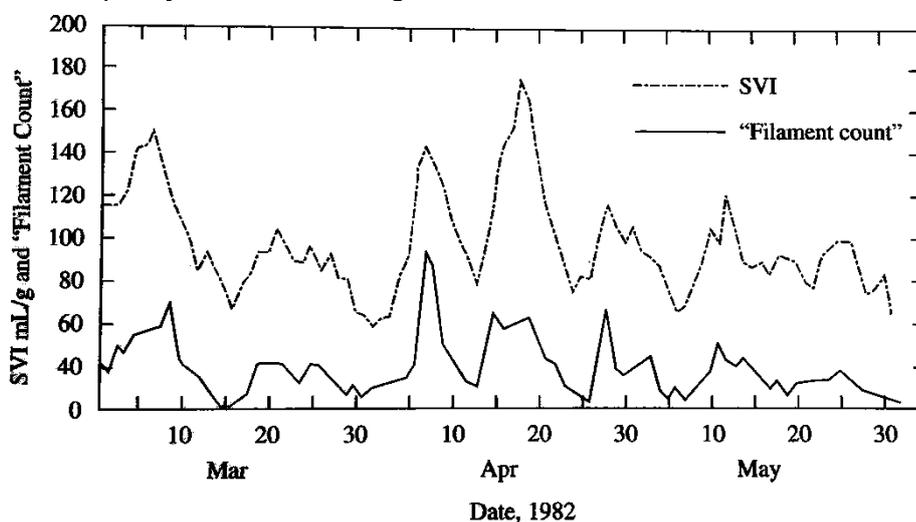
Quadro 11 – Contagem de abundância das bactérias filamentosas

<b>Classificação</b>	<b>Abundância</b>	<b>Aclaramentos</b>
<b>0</b>	Ausente	Ausência de filamentos.
<b>1</b>	Poucos	Filamentos presentes, mas observados somente em flocos ocasionais.
<b>2</b>	Alguns	Observáveis, mas não presente em todos os flocos.
<b>3</b>	Comum	Filamentos observados em todos os flocos, mas em baixa densidade (1 - 5 filamentos por floco).
<b>4</b>	Bastante comum	Filamentos observados em todos os flocos, mas em densidade média (5 - 20 filamentos por floco).
<b>5</b>	Abundante	Filamentos observados em todos os flocos, densidade elevada (5 - 20 filamentos por floco).
<b>6</b>	Excessivo	Observáveis em todos os flocos – aparecem mais filamentos do que o floco.

Fonte: Jenkins, Richard e Daigger (2003, tradução nossa).

Os dados obtidos na pesquisa realizada por Beebe, Jenkins e Daigger, (1982<sup>15</sup>, apud JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003) usando o método simplificado de contagem de abundância de filamentos para avaliar os níveis de organismos filamentosos em lodos ativados apontaram que, as mudanças na contagem de filamentos e IVL ocorrerem simultaneamente. Eles ainda afirmam que a contagem de filamentos, como pode ser visto na Figura 24, não pode ser usada como um alerta precoce em aumento de IVL. Isso sugere que a forma de crescimento dos organismos filamentosos em lodo ativado e, portanto, o tipo de organismos filamentosos presentes pode influenciar a sedimentabilidade do lodo.

Figura 24 – Comparação entre a contagem de abundância de bactérias filamentosas e IVL



Fonte: Beebe, Jenkins e Daigger, (1982<sup>17</sup>, apud JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003. p. 59, tradução nossa).

### 3.5.1.2. *Bulking* viscoso ou não-filamentoso

O *bulking* viscoso é um desequilíbrio na estrutura do floco biológico relacionado a produção elevada de polímeros extracelulares pelas bactérias formadoras de floco, geralmente associados à elevada concentração de substratos altamente biodegradáveis (BENTO, 2000). Esses polímeros possuem características de colóides hidrofílicos, o que os tornam retentores de água (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003). Dessa forma, os flocos adquirem consistência viscosa, semelhante a gelatina, com uma massa específica baixa, o que resulta em uma velocidade de sedimentação

<sup>15</sup> BEEBE, R. D.; JENKINS, D.; DAIGGER, G. T. Activated Sludge Bulking Control at the San Jose/Santa Clara, California, Water Pollution Control Plant. In: **55th Annual Water Pollution Control Conference**, St. Louis, Mo. 1982.

também baixa e compressão ruim (METCALF; EDDY, 2016). Segundo Richard, Brown e Collins (2003), essa situação pode ocorrer quando o teor de polissacarídeo ultrapassar 20%. De acordo com os mesmos autores, um lodo ativado sadio contém de 10 a 20% de polissacárido em uma base de peso seco.

A denominação *Zooglea bulking*, utilizada por alguns autores, surgiu pelo fato das bactérias tipo *Zooglea* serem grandes produtoras de biopolímeros e muitas vezes, constituem colônias viscosas as quais produzem mais polímeros que a quantidade considerada suficiente para a formação de flocos ideais (BENTO, 2000). O crescimento dessas bactérias foi associado a um elevado gradiente de substratos rapidamente biodegradáveis.

O *bulking* viscoso ocorre, geralmente, em sistemas com limitação de nutrientes ou em condições de operação com a relação A/M muito elevada, tratando efluentes com elevados valores de DQO (METCALF; EDDY, 2016). Os métodos de controle deste problema ainda são poucos desenvolvidos, em partes pelo fato relatado por Foot e Robinson (2003), que a incidência de *bulking* não-filamentoso é relativamente raro em plantas industriais ou sanitárias. Jenkins, Richard e Daigger (2003) afirmam que o *bulking* não filamentoso não pode ser controlado pela adição de polímeros, cloração ou adição de peróxido de hidrogênio, entretanto a adição de ozônio apresentou resultados satisfatórios.

### 3.5.1.3. Crescimento disperso

Jenkins, Richard e Daigger (2003) relatam que há duas formas de crescimento disperso. Uma relacionada a inadequada biofloculação e a outra a pobre formação de flocos biológicos (também denominado de pin-floc). Nessas condições os microrganismos permanecem dispersos no meio líquido como células individuais ou como pequenos agregados de diâmetros de 10 a 20  $\mu\text{m}$  (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003).

Ao contrário do que ocorre no *bulking* filamentoso, a formação de *pin-flocs* corresponde a uma falha na microestrutura dos flocos ocasionada pela falta de bactérias filamentosas na estrutura do floco que pode gerar flocos pequenos, aproximadamente esféricos e frágeis, denominados *pin-floc* ou floco cabeça de

alfinete. Geralmente, esses flocos possuem dimensões de até 75  $\mu\text{m}$  (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003).

Esses flocos, apesar de apresentarem boa sedimentabilidade e possuir um IVL baixo, deixam para trás um efluente turvo, que concentra uma parcela substancial da biomassa total (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003). Segundo Sousa (2011), durante a realização dos ensaios de sedimentabilidade em colunas, pode perceber que esse tipo de lodo tende a acumular-se de forma pontual no fundo da coluna ao invés de sedimentar como um manto. Sedimentando de forma semelhante à sedimentação discreta, as partículas vão decaindo através do sobrenadante turvo e não possuem uma compressão do lodo adequada.

*Pin-floc* ocorre mais frequentemente em condições de fome – uma relação A/M muito baixa e elevada idade do lodo. Toxicidade crônica também pode causar uma condição *pin-floc* (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003).

Ao contrário do *bulking* viscoso, o crescimento disperso é causado pela baixa produção de biopolímeros extracelulares ou ruptura da ponte desses polímeros que mantem os microrganismos unidos um ao outro (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003). Nestas condições o lodo biológico possui uma boa sedimentabilidade, mas produz um efluente com elevada turbidez (BENTO, 2000).

Essa condição geralmente é observada em sistemas operados com baixas idades de lodo e na fase inicial de operação de uma planta (BENTO, 2000). Segundo Jenkins, Richard e Daigger (2003), existem muitas causas para o crescimento disperso, incluindo a seleção de bactérias não-floculantes a elevadas taxas de linhagem (células únicas ou filamentosas), “desfloculação” pela presença de surfactantes, pelos materiais tóxicos, pela salinidade (KINCANNON e GAUDY, 1968) e pelo desbalanceamento na concentração de cátions monovalentes ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) e cátions bivalentes ( $\text{Ca}^{2+}$   $\text{Mg}^{2+}$ ).

Os trabalhos da literatura mostram que os cátions monovalentes ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) e cátions bivalentes ( $\text{Ca}^{2+}$   $\text{Mg}^{2+}$ ) influenciam no processo de sedimentação da biomassa e na formação dos flocos biológicos. Porém, essa influência pode ser positiva ou negativa, sendo dependente do cátion adicionado e da concentração.

O estudo realizado por Kincannon e Gaudy (1968) utilizando lodos ativados de fluxo contínuo, mostraram que concentrações elevadas de sal ( $\text{NaCl}$ ) causavam redução

da concentração da biomassa e da eficiência de remoção do substrato. Também, foi constatado que o lodo biológico desenvolvido em ambientes altamente salinos, em torno de 30 g/L de NaCl, não apresentava boa floculação, evidenciando a influência desses ambientes sobre a sedimentação da biomassa.

Higgins e Novak (1997) investigaram o efeito dos cátions (cálcio, magnésio e sódio) sobre a sedimentação e o desaguamento de lodos ativados. O experimento foi realizado em reator de fluxo contínuo, simulando um sistema de lodo ativado. Os cátions foram adicionados na forma de sais de cloreto. Os autores observaram que o aumento da concentração de cálcio e magnésio, na mesma proporção, foi acompanhado pela melhora das propriedades de sedimentação e desaguamento da biomassa, com a redução do IVL, do tempo de sucção por capilaridade e da resistência específica de filtração. Eles sugerem que microrganismos em lodo ativado se ligam entre si através da ponte de seus polímeros extracelulares. Os cátions bivalentes participam desta ponte, enquanto que os monovalentes não, por isso a necessidade de equilíbrio entre suas concentrações. Na sua pesquisa eles identificaram que problemas com a sedimentabilidade e desidratação de lodo estão relacionados a baixas concentrações de cátions bivalentes e, de forma a minimizar os efeitos sobre a sedimentabilidade, redução da concentração de sólidos suspensos totais no efluente e resistência a filtração e desidratação do lodo, a proporção de cátions monovalentes e bivalentes (M/B) deve estar abaixo de 2/1.

Higgins e Novak (1996<sup>16</sup> apud DEORSOLA, 2006) verificaram que a sedimentação e o desaguamento da biomassa foram prejudicados quando a razão (M/D) entre cátions monovalentes e cátions bivalentes excedia a 2. A adição de sódio em razão M/D, aproximadamente, maior do que 2 resultou na deterioração das propriedades de sedimentação e de desaguamento do lodo.

MURTHY e NOVAK (1998) verificaram que os íons de sódio foram correlacionados positivamente com a deterioração das propriedades de sedimentação e negativamente com a densidade dos flocos. Concentrações altas de potássio aumentaram o tamanho dos flocos, tornando-os mais resistentes ao cisalhamento e

---

<sup>16</sup> HIGGINS, M. J.; NOVAK, J. T. Settling and Dewatering of Activated Sludge: The Case for Using Cation Analysis. **Water Environment Research**, v. 69, p. 225, 1996.

melhoraram a sedimentação, mas pioraram o desempenho do desaguamento. O aumento da concentração de sódio piorou tanto a sedimentação da biomassa como o desaguamento do lodo. Para os autores, o potássio não interage com os flocos de lodo ativado da mesma maneira que o sódio, apesar de ambos serem cátions monovalentes. Eles ainda ressaltam que a razão M/D - 2/1 proposta por Higgins e Novak (1997) para melhorar as propriedades de sedimentação e desague do lodo, provavelmente não se aplica da mesma forma para todos os cátions monovalentes.

Freire (1999) estudou a utilização do lodo ativado tipo RBS no tratamento de efluente proveniente de um terminal petrolífero, cuja salinidade estava na faixa de 40 a 150 g/L de NaCl. As eficiências de remoção da DQO alcançaram valores de 30 a 50%. Os valores baixos de remoção da DQO foram associados pelo autor à natureza química recalcitrante dos compostos presentes no efluente. O IVL obtido variou entre 40 e 80ml/g, indicando boa sedimentabilidade do lodo.

A pesquisa de Sobeck e Higgins (2002) foi realizada em reator de fluxo contínuo, em escala de bancada. A adição de cátions bivalentes,  $\text{Ca}^{+2}$  ou  $\text{Mg}^{+2}$ , na alimentação do sistema de lodos ativados resultou na melhora das propriedades dos flocos, como melhora no IVL, no tempo de sucção por capilaridade e na resistência específica de filtração. De forma contrária, a adição de sódio ao sistema causou um impacto negativo sobre as mesmas propriedades dos flocos.

#### 3.5.1.4. Espuma

O fenômeno *foaming* ou formação de espuma refere-se à ocorrência de espuma persistente na superfície dos reatores, podendo se alastrar até o decantador secundário (SOUSA, 2011).

Antigamente a formação da espuma estava em grande parte relacionada a presença de detergentes, entretanto em virtude da redução do uso de detergentes não-biodegradáveis não é mais comum esse tipo de ocorrência (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003). A presença de organismos filamentosos em grandes quantidades é na maioria dos casos o desencadeador do *foaming* (SOUSA, 2011). Segundo Richard, Brown e Collins (2003) e Jenkins, Richard e Daigger (2003), três principais organismos filamentosos foram associados à formação de espuma nos sistemas de lodo ativado:

*Nocardia* spp. e *Microthrix parvicella* (normalmente) e tipo 1863 (raramente). A formação de espuma por *Nocardia* spp. parece ser o mais comum e ocorre em aproximadamente 40% das plantas de lodo ativado nos EUA.

Naturalmente, a operação de um sistema de lodo ativado produz pequenas quantidades de uma espuma clara sobre o reator de aeração que é rapidamente dispersa. A presença de espuma persistente e mais densa constitui um problema de operação. Devido à sua persistência e densidade, torna-se difícil impedir a sua passagem para o decantador secundário e evitar que ela seja arrastada junto ao efluente clarificado (SOUSA, 2011). Além da redução da qualidade do efluente a espuma pode causar diversos problemas incluindo a estética, exalação de odores e riscos de segurança se ela transborda e cobrir passarelas e corrimãos (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003).

As bactérias *Nocardia* denominadas *Gordonia amarae* e *Candidatus "Microthrix parvicella"* estão associadas a formação de espuma excessiva nos sistemas de lodo ativado (METCALF; EDDY, 2016). Essas bactérias possuem parede celular hidrofóbica que confere a elas afinidade com as bolhas de ar (SOUSA, 2011). As quais bolhas são estabilizadas pelas ramificações dessas células e resultam na formação de espuma. Esta espuma é bastante estável, em comparação com a maioria das outras espumas, devido às propriedades físicas dos filamentos *Nocardia*. Estas espumas são fáceis de diagnosticar microscopicamente (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003)

A formação de espuma por *Nocardia* está relacionada a diversos fatores. SOUSA (2011) citam que temperaturas superiores a 18°C, cargas elevadas e idades de lodo superiores a 10 dias (SOUSA, 2011), podem levar a formação de espuma. Ele ainda afirma que a espuma tende a ocorrer em concentrações de SST no liquor misto superiores a 5 g/l, sendo sua formação proporcional à quantidade de *Nocardia* presente numa base total de filamentos. A mistura da espuma com sólidos, confere a ela uma coloração castanho-escuro, com densidade aproximada de 0,7 g/ml. As características da espuma formada em sistemas de lodo ativado e suas causas foram sintetizadas no Quadro 12, por Richard, Brown e Collins (2003).

Quadro 12 – Resumo das características das espumas identificadas nos sistemas de lodo ativado e as causas relacionadas

Característica da Espuma	Causas
Fina, Branca a cinzenta	Baixo tempo de residência celular ou lodo "jovem" (Espuma de arranque)
Branca, espumosa, espuma ondulando	Uma vez comum devido a detergentes não biodegradáveis (agora incomum)
Semelhante à pedra-pomes, espuma cinzenta (calcinação)	Excessivas recirculações de outros processos (por exemplo, digestores anaeróbicos)
Cobertura espessa de lodo no decantador secundário	Desnitrificação
Espessa, pastosa ou viscosa, espuma acinzentado (Apenas sistemas industriais)	Espuma com deficiência de nutrientes; a espuma consiste em material de polissacarídeo liberado do floco
Espessa, marrom, estável e enriquecida em filamentos	Formação de espuma induzida por bactérias filamentosas, causada por <i>Nocardia</i> , <i>Microthrix parvicella</i> ou tipo 1863

Fonte: Richard, Brown e Collins (2003, tradução nossa).

Os métodos para controle da formação de espuma nocardioforme incluem (METCALF; EDDY, 2016):

- Evitar o aprisionamento da espuma nos processos secundários de tratamento;
- Fazer o descarte superficial do lodo ativado (remoção da espuma);
- Evitar a recirculação de sobrenadante para o processo secundário de tratamento;
- Fazer a aspersão de água ou solução de cloro sobre a superfície da espuma;
- Reduzir a concentração de óleos e graxas no esgoto bruto (principalmente lançados por restaurantes, postos de combustíveis e indústrias de processamento animal).

### 3.5.2. Temperatura

Parâmetros físicos como a temperatura também podem afetar as características de sedimentação de uma amostra de lodo ativado (GIOKAS *et al.*, 2003). A temperatura afeta os aspectos bioquímicos e físicos do lodo ativado através do seu efeito sobre as taxas de reações, de adsorção de solutos, a viscosidade da água, por exemplo (CETIN; SURUCU, 1990).

No estudo realizado por Cetin e Surucu (1990), assim como por Krishna e van Loosdrecht (1999), verificou-se que a sedimentação é fortemente influenciada pela temperatura, tendo registrado elevados valores de IVL a medida que se aumentava a temperatura, como pode ser visualizado na Tabela 01.

Tabela 01 – Efeito da temperatura sobre os parâmetros de sedimentabilidade do lodo

Temperatura °C	Cetin e Surucu (1990)	Krishna e van Loosdrecht (1999)*	
	IVL ml/g	IVL ml/g	VSZ cm/s
15	47	110	26,0
20	55	130	18,5
25	65	200	16,0
30	95	320	15,0
35	120	540	13,5

Nota: \* Dados retirados de informações gráficas – valores aproximados.

No estudo realizado por Cetin e Surucu (1990), a relação entre temperatura e velocidade de sedimentação da zona estava relacionada principalmente às mudanças na estrutura das bactérias presentes no lodo a diferentes temperaturas. A floculação bacteriana ocorre por meio de polímeros extracelulares, compostos principalmente de polissacarídeos, proteínas e lipídios, sendo esses compostos muito suscetíveis às variações de temperatura. Eles concluíram que a alteração desses compostos devido a altas temperaturas resultou em baixa capacidade de floculação e, por conseguinte, baixa sedimentabilidade.

No estudo de Krishna e van Loosdrecht (1999) foi registrada a ocorrência de *bulking* viscoso. A flora microbiana diferiu muito com a mudança de temperatura. A uma temperatura mais baixa de 15 e 20°C flocos eram grandes e muitos protozoários foram encontrados. Em 25°C foi observada a presença de poucos protozoários, longas estruturas de biopolímeros (polímeros extracelulares produzidos pelas bactérias formadoras de floco) e poucos filamentos longos. Já em 30 e 35°C, os flocos eram pequenos e mais compactos com crescimento aumento de biopolímeros e poucos protozoários. Aos 35°C, observou-se uma produção excessiva de biopolímeros extracelulares, resultando em problemas de *bulking* viscoso e espuma. As estruturas viscosas compostas por biopolímeros já apareceram em 25°C, mas se tornaram dominantes aos 30 e 35°C.

Ramin *et al.* (2014) analisaram a hipótese que as variações sazonais de temperatura podem afetar a composição microbiana do lodo ativado e conseqüentemente o desempenho do sistema de lodo ativado (remoção e sedimentação). Entretanto o resultado encontrado, apontou ser insignificante o efeito direto da mudança de temperatura (10, 15 e 20°C, como variações típicas da temperatura sazonal em tanques de sedimentação secundária) na reologia do lodo ativado.

Amanatidou *et al.* (2015) ressaltam que diferentes camadas de temperatura em um tanque de sedimentação podem causar um curto-circuito entre o liquor misto afluente

e a corrente de efluente (arraste de sólidos) ou entre o liquor misto afluente o fluxo de lodo ativado de recirculação.

Yang, Zhao e Du (2017) realizaram um estudo em três estações de tratamento de esgoto na China e verificaram que *bulking* de lodo ocorre a cada ano à medida que a temperatura aumenta do inverno para primavera, sendo grave em maio (primavera), embora os sistemas ainda exibiam boas eficiências de remoção de DQO e nitrogênio, a concentração de SST no efluente foi elevada. Para inibir o *bulking* de lodo, métodos como o aumento da proporção recirculação ou o aumento de descarte de lodo foram utilizados e os sistemas se recuperaram gradualmente até setembro (início do outono). Os resultados mostraram que os valores de IVL em maio foram mais elevados (IVL médio de 227,3 mg/l) em comparação aos obtidos de outubro (IVL médio de 113,6 mg/l).

Pesquisas realizadas por Eikelboom, Andreadakis e Andreasen (1998) e Kruit, Hulsbeek e Visser (2002) mostraram que os episódios de *bulking* filamentoso nas estações de tratamento, supostamente devido à abundância de *M. parvicella*, foram mais frequentes no inverno e na primavera do que no verão e no outono. Os primeiros autores observaram que as *M. parvicella* preferem temperaturas abaixo de 15°C e águas residuais urbanas para seu desenvolvimento.

Graveleau, Cotteux e Dechene (2005) relataram mudanças sazonais na sedimentação do lodo, sem que houvesse alteração na quantidade de bactérias filamentosas. Obtiveram valores médios de IVL de 171 e 145 ml/g no inverno e no verão, respectivamente.

Variações sazonais na sedimentação da biomassa de lodos ativados têm sido relatados em estudos realizados por Wilén *et al.* (2008) e Jones e Schuler (2010). Os resultados obtidos demonstram que as variações sazonais na sedimentação são comuns em plantas em escala real, mas não é universal, que os valores de IVL são tipicamente mais elevados no inverno do que no verão.

Jones e Schuler (2010) verificaram que a sedimentabilidade do lodo foi significativamente pior no tempo frio do que no tempo quente em três dos quatro sistemas estudados (IVLD médio de 75 ml/g no Verão e de 95 ml/g no Inverno). Dessa forma, afirmam que as variações sazonais na sedimentação são comuns em plantas

em escala real, mas não é universal que os valores IVL serão tipicamente mais elevadas no inverno do que no verão.

### 3.5.3. pH

Para a maioria das bactérias e, assim, para a maioria dos processos de tratamento de águas residuais os limites de pH para o crescimento deve estar entre 4 e 9 (BENEFIELD; RANDALL, 1980<sup>17</sup> apud CETIN; SURUCU, 1990). O desequilíbrio do pH afeta a atividade enzimática, bem como a taxa de crescimento microbiana.

Richard, Brown e Collins (2003) relacionam a queda do pH em ETEs à elevada nitrificação e baixa alcalinidade presente no afluente. Segundo eles, baixos valores de pH (menores que 6) fazem com que haja formação de flocos dispersos (pin-floc) e uma conseqüente turvação do efluente dos decantadores secundários. Algumas plantas reduzem a aeração para reduzir a nitrificação ou adicionam carbonato de sódio, cal ou hidróxido de magnésio como fonte de alcalinidade (se ela for o problema).

Segundo Cetin e Surucu (1990), a floculação bacteriana ocorre principalmente por meio de polímeros extracelulares, que são de natureza aniônica e não iônica na maioria dos valores de pH. Por outro lado, as bactérias têm um ponto isoelétrico (apresentam carga elétrica líquida igual a zero) próximo ao pH 2,0. A adição de íons carregados negativamente, isto é, aumentando os valores de pH acima do ponto isoelétrico, provoca um aumento no número de locais reativos disponíveis na superfície celular, bem como nos polímeros extracelulares. Dessa forma, em valores de pH mais elevados, ocorre o alongamento das cadeias de polímero, tornando-os de comprimento suficiente para separar as partículas da dispersão (PAVONI; TENNEY; ECHELBERGER, 1972).

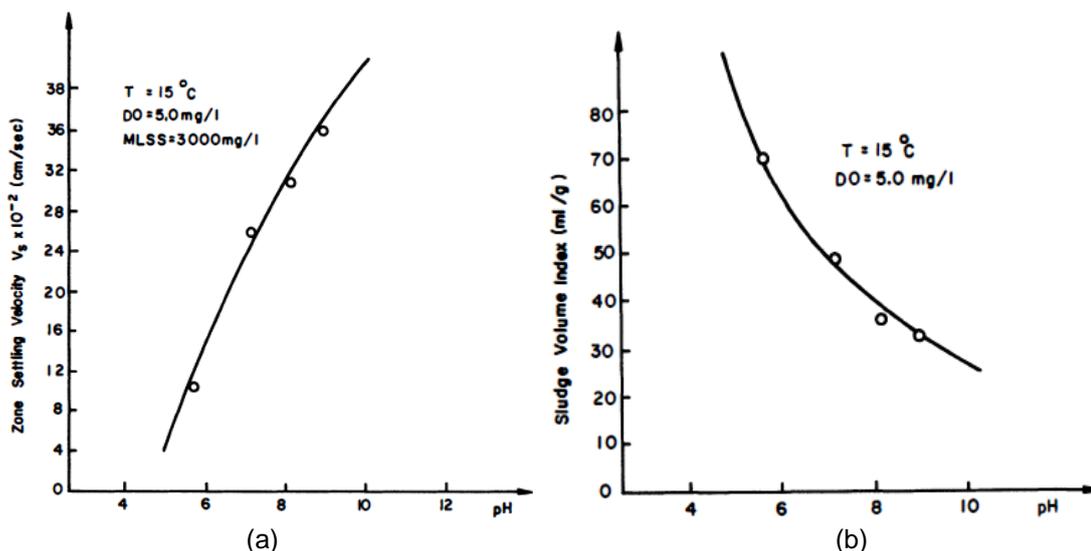
Cetin e Surucu (1990) constataram que as velocidades de sedimentação em zona aumentaram à medida que o pH dos reatores aumentou. Eles relacionaram tal comportamento à atividade dos polímeros extracelulares na biofloculação de bactérias. Acima do ponto isoelétrico das bactérias, a adição de ânions ao sistema

---

<sup>17</sup> BENEFIELD, L. D.; RANDALL, C. W. **Biological process design for wastewater treatment**. In: Prentice Hall Series in Environmental Sciences. Prentice hall, 1980.

melhorou a floculação. À medida que a capacidade de floculação das bactérias aumentava, as velocidades de sedimentação em zona aumentavam enquanto que os valores de IVL diminuam, como pode ser visualizado na Figura 25.

Figura 25 – Efeito do pH na Velocidade de sedimentação em zona (a) e no Índice volumétrico de lodo em função do pH



Fonte: Cetin e Surucu (1990).

Segundo Jenkins, Richard e Daigger (2003), valores de pH abaixo de 6, podem favorecer o crescimento de fungos filamentosos e ocasionar o *bulking fulgal*. Entretanto, eles ressaltam que esse fenômeno nunca foi observado em sistemas de lodo ativado nitrificantes ou convencionais que tratam águas residuárias industriais de baixa alcalinidade e que podem exibir baixo pH. O volume de fungos foi observado quando os fungos estão presentes em grandes quantidades desde a geração do efluente durante o processo industrial.

### 3.5.4. Gases

Amanatidou *et al.* (2015) atribuem os problemas de sedimentação de lodo ao arraste da manta de lodo para a superfície do decantador secundário em consequência da aderência de bolhas de gás ao floco biológico. Um grupo de bactérias heterotróficas presentes no floco de lodo ativado, em ambiente anóxico, utilizam nitrato e o nitrato como receptor de elétrons, na ausência de oxigênio molecular e liberam como subproduto o nitrogênio gasoso (SIMAN, 2007). A este processo dá-se o nome de desnitrificação.

O processo de desnitrificação é essencial para a remoção de compostos nitrogenados presentes no esgoto bruto. Entretanto, quando a concentração de nitrato está muito alta no decantador secundário e na ausência de oxigênio livre, o processo de desnitrificação pode ocorrer dentro do decantador secundário, resultando na liberação de gases que aderem à superfície do floco reduzindo assim a sua densidade (AMANATIDOU *et al.*, 2015).

Na prática, elevadas concentrações de nitrato no afluente do decantador secundário (acima de 5 mg/l), podem acarretar problemas de desnitrificação nesta unidade (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003). Amanatidou *et al.* (2015) concluíram em sua pesquisa que quando o teor de nitrogênio é alto (relação C: N: P de 100:12:1), grandes quantidades de gases de desnitrificação podem ser produzidas em decantadores secundários e conseqüentemente causar flutuação do lodo. Segundo ele, ETEs com retenção de lodo completa pode operar sem problemas sedimentação relacionados a produção de gases quando a relação C: N: P aproxima dos valores típicos (relação C: N: P de 100:5:1) e com aplicação de alta taxa de recirculação de lodo.

De acordo com Richard, Brown e Collins (2003), os problemas de formação de gases são mais prevalentes durante os tempos mais quentes do ano (temperaturas mais quentes induzem a nitrificação) e podem ser mais graves quando da ocorrência de lodo filamentososo, devido ao aprisionamento mais intenso das bolhas de nitrogênio pelo lodo filamentososo. Na prática, elevadas concentrações de nitrato (acima de 5 mg/l), geralmente ocasionam problemas de desnitrificação (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003).

Segundo Amanatidou *et al.* (2015), a avaliação de problemas de sedimentação relacionada a produção de gás pode ser realizada através da comparação dos resultados dos testes de velocidades de sedimentação ou índice de volume de lodo com ou sem agitação e pela análise microscópica do lodo. Na pesquisa realizada pelos mesmos autores utilizando efluente de matadouro em dois sistemas PCMAS (*complete mix extended aeration activated sludge*), os valores de IVL e IVLA foram menores no sistema PCMAS-1 com menor concentração de compostos nitrogenados no afluente (184 mg N/l), quando comprado ao sistema PCMAS-2 com maior concentração (620 mg N/l). Os valores de IVL em PCMAS -1 variaram entre 80 e 110 ml/g enquanto em PCMAS-2 entre 90 e 150 ml/g. Além disso, os autores ressaltam que os valores do IVLA foram similares 70 e 110 ml/g para PCMAS-1 e 70 e 120 ml/g

para PCMAS-2, pois a agitação aplicada durante o ensaio permitiu a liberação dos gases aderidos aos flocos, otimizando a sedimentação das partículas.

O problema da manta ascendente pode ser controlado com (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003; AMANATIDOU *et al.*, 2015; METCALF; EDDY, 2016):

- Aumento da recirculação de lodo;
- Redução do fluxo do tanque de aeração para o decantador secundário (aumento do tempo de detenção hidráulico no reator);
- Redução da idade do lodo;
- Controle da nitrificação. Richard, Brown e Collins (2003) sugerem uso de menor concentração de oxigênio dissolvido para controlar a nitrificação nos reatores (concentração igual ou menor a 1 mg O<sub>2</sub>/l);
- Ajustes para que o processo de desnitrificação aconteça antes do decantador secundário.
- Aumentando a concentração de oxigênio dissolvido no decantador secundário (Richard, Brown e Collins (2003) sugerem em casos graves adicionar peróxido de hidrogênio como fonte de oxigênio diretamente no poço central (entrada) do decantador secundário).

#### 4. METODOLOGIA

A metodologia aplicada foi planejada para responder aos objetivos propostos e, para tanto, valeu-se de uma ampla pesquisa bibliográfica de artigos publicados em periódicos nacionais e internacionais conceituados no sistema QUALIS e demais bibliografias auxiliares. Além disso, foram obtidos dados primários por meio da realização dos ensaios de sedimentabilidade de lodo, além de dados secundários obtidos do histórico de monitoramento e operação da ETE Mulembá II fornecidos pela Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN).

O projeto de pesquisa foi submetido à CESAN para análise, enquadramento dentre as atividades desenvolvidas pela Companhia por meio do processo 2015.019282. Para obtenção dos dados secundários e autorização para a realização dos ensaios de sedimentabilidade de lodo na ETE Mulembá, essa pesquisa valeu-se de acordo firmado junto a CESAN, formalizado por meio do protocolo interno nº 2016.016114.

Os custos com material auxiliar para a realização dos ensaios de sedimentabilidade, serviço de desenvolvimento, montagem e transporte do equipamento piloto, viagens, entre outros foram custeados com recursos próprios da pesquisadora. O equipamento “*jartest*”, base para montagem do equipamento piloto, foi cedido pela CESAN e as colunas acrílicas foram custeadas pelo Laboratório de Gestão do Saneamento Ambiental (LAGESA/UFES).

Este estudo foi dividido em duas etapas executivas. A primeira etapa foi a realização dos ensaios de sedimentabilidade de lodo (IVL e VSZ) utilizando o liquor misto da ETE Mulembá II no período de fevereiro a junho de 2017. A segunda etapa consistiu na identificação dos fatores que interferem na sedimentabilidade de lodo, por meio da análise estatísticas das variáveis monitoradas durante a operação da ETE no período de 16.03.2012 a 23.07.2017, analisando as correlações entre elas e entre os dados obtidos na primeira etapa.

O Quadro 13 apresenta de forma sintetizada a matriz da pesquisa elencando os objetivos específicos propostos, a respectiva metodologia empregada, bem como os produtos obtidos.

Quadro 13 – Matriz da pesquisa

Objetivo Geral	Objetivos Específicos	Metodologia, instrumentos e ferramentas
Avaliar os fatores que interferem na sedimentabilidade de lodo no decantador secundário do sistema de Lodo Ativado tipo UNITANK da ETE Mulembá II, implantada em Vitória-ES, UNITANK por meio de ensaios de sedimentação de lodo e histórico de monitoramento da ETE.	1. Determinar as condições operacionais ideais (representatividade de respostas e influência da velocidade de agitação) de equipamento piloto empregado na avaliação de velocidade de sedimentação de lodo aeróbio.	<p><b>Etapa 1:</b> Determinação das condições ideais para realização dos ensaios de VSZ.</p> <p><b>Ferramenta:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ensaios de VSZ executados em diferentes condições operacionais de velocidade de agitação (0, 4, 6, 8 e 10 rpm) e réplicas (triplicata);</li> <li>• Gráficos ilustrando o comportamento das constantes de Vesilind (<math>k</math> e <math>v_0</math>) para diferentes velocidades de agitação; e</li> <li>• Curvas de sedimentabilidade versus tempo para as réplicas e análise estatística de Coeficiente de Correlação Intraclasse (CCI).</li> </ul> <p><b>Produto:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Determinação da velocidade de rotação que produziu melhores resultados para as constantes de Vesilind; e Determinação da necessidade de realizar os ensaios de VSZ em repetições.</li> </ul>
	2. Avaliar a sedimentabilidade do lodo por meio dos ensaios de Índice Volumétrico de Lodo e de suas propriedades mecânicas, traduzidas na determinação da velocidade inicial de sedimentação ( $v_0$ ) e compressibilidade ( $k$ ).	<p><b>Etapa 2:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Avaliação das características de sedimentação do lodo da ETE Mulembá II.</li> </ul> <p><b>Ferramenta:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ensaios de VSZ e determinação das constantes de Vesilind; e</li> <li>• Ensaios de IVL e suas variações (IVLD, Relação <math>IVL_{30}/IVL_{10}</math> e Relação <math>IVLD_{30}/IVLD_{10}</math>).</li> </ul> <p><b>Produto:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Resultados das constantes de Vesilind e do IVL e suas variações.</li> </ul>
	3. Avaliar as correlações entre as variáveis operacionais da ETE Mulembá II e os parâmetros que interferem na sedimentabilidade do lodo.	<p><b>Etapa 3:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Fatores que interferem na sedimentabilidade de lodo da ETE Mulembá II.</li> </ul> <p><b>Ferramenta:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Análise estatística de correlação entre as variáveis em estudo.</li> </ul> <p><b>Produto:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Correlações significativas positivas ou negativas entre as variáveis em estudo; e</li> <li>• Análise da relação de causa e efeito com as variáveis dependentes.</li> </ul>
	4. Avaliar a representatividade do ensaio de Índice Volumétrico de Lodo (IVL) como parâmetro significativo para a avaliação da sedimentabilidade no decantador secundário.	<p><b>Etapa 4:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Avaliar a relação entre o IVL e as constantes de Vesilind.</li> </ul> <p><b>Ferramenta:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Análise estatística de correlação entre as variáveis em estudo (<math>k</math>, <math>v_0</math>, IVL, IVLD, Relação <math>IVL_{30}/IVL_{10}</math> e Relação <math>IVLD_{30}/IVLD_{10}</math>).</li> </ul> <p><b>Produto:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Determinação de quais propriedades mecânicas do lodo o IVL e suas variações descrevem.</li> </ul>

Fonte: Autoria própria.

#### 4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Mulembá, instalada no município de Vitória – Estado do Espírito Santo é composta por duas ETEs – Mulembá I e Mulembá II, com operação em paralelo, atendendo a uma população de 184.236 habitantes, distribuídos em 58 bairros do Município de Vitória.

A ETE Mulembá I conta com tecnologia UNITANK® e foi inaugurada em setembro de 2003 com capacidade para tratamento de 734 m<sup>3</sup>/h (204 l/s). A ETE foi ampliada em 2012, com a construção da ETE Mulembá II, com tecnologia AQUATANK®, com capacidade de 1.296 m<sup>3</sup>/h (360 l/s), aumentando assim a capacidade total de tratamento do SES Mulembá para 2.030 m<sup>3</sup>/h (564 l/s) (AQUAMEC, 2013), correspondendo a 60% do esgoto gerado da capital capixaba (CESAN, 2011).

Analisando os manuais de operação das duas ETEs, somado os relatos da equipe de operação das estações, as tecnologias UNITANK® e AQUATANK® possuem características semelhantes em suas configurações, operação e previsão de eficiência (SEGHERS KEPPEL, 2003; AQUAMEC, 2013). A nomenclatura UNITANK, conforme descrita por Vriens e Eyben (1988), será utilizada neste estudo para descrever as duas tecnologias patenteadas e implantadas na ETE Mulembá. Na Figura 26 é possível verificar as duas unidades da ETE: a esquerda, temos a ETE Mulembá I e a direita, de tamanho maior, temos a ETE Mulembá II.

Figura 26 – Vista geral das ETEs Mulembá após ampliação em 2012 – ETE Mulembá I (204l/s) a esquerda e ETE Mulembá II (360l/s) a direita



Fonte: Riovivo (acesso em 06 nov. 2017).

A escolha para realização da pesquisa na ETE Mulembá II, levou em consideração que as condições hidráulicas de operação desta ETE não foram modificadas desde o início da sua operação em 2012. Foi observado também que os registros de operação da ETE Mulembá II estavam melhores descritos em uma série longa e significativa de dados. Dessa forma, os dados históricos de operação e monitoramento (dados secundários), bem como as coletas de liquor misto para a realização dos ensaios de sedimentabilidade tiveram como objeto apenas a ETE Mulembá II.

A descrição dos equipamentos e operação da ETE Mulembá II se dará em tópicos específicos para: i) tratamento dispensado à fase líquida (esgoto); ii) tratamento dispensado à fase sólida (lodo biológico).

#### **4.1.1. Tratamento da fase líquida**

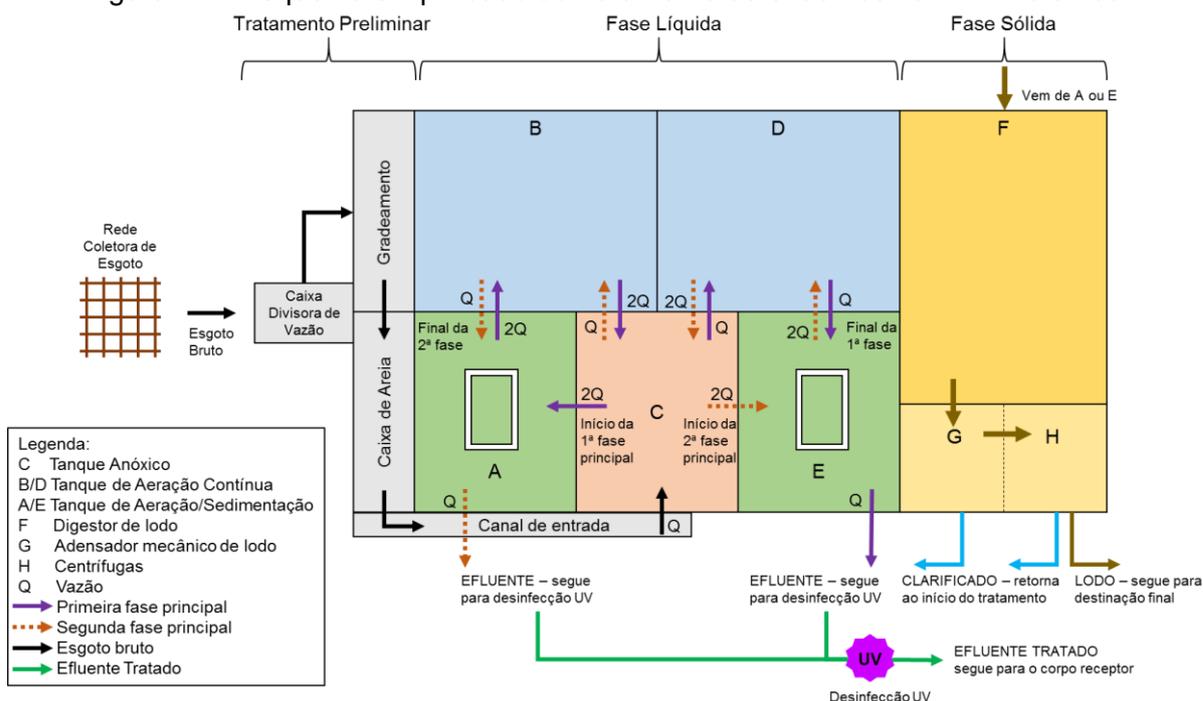
O esgoto bruto chega ao complexo Mulembá na caixa divisora de vazão, por meio da qual é distribuído para as duas ETEs de acordo com as suas capacidades carregamentos (hidráulico e orgânico). O esgoto da ETE Mulembá II é encaminhado para um canal coletor, passando por duas etapas de pré-tratamento, composto por gradeamento (manual e mecanizado) e caixa desarenadora. Em seguida, o esgoto pré-tratado passa pelo canal de entrada até o tanque anóxico, no qual inicia-se o tratamento biológico do esgoto bruto. A aferição e registro da vazão de entrada é proporcionada pela presença de medidor tipo Calha Parshall provido de medidor de nível ultrassônico instalado próximo a sua garganta, proporcionando assim monitoramento de vazão em tempo real (AQUAMEC, 2013).

Conforme o manual de operação das ETEs Mulembá I e II (SEGHERS KEPPEL, 2003; AQUAMEC, 2013), o tratamento biológico tanto da matéria carbonácea e nutrientes presentes no esgoto é realizado por meio da condução das frações líquida e liquor misto através de seus vários tanques, conforme apresentado na Figura 27. Dessa forma, utilizando válvulas e comportas comandadas pneumáticamente, são aplicadas diversas condições reacionais distintas necessárias ao tratamento do esgoto, as quais serão descritas para entendimento como Primeira e Segunda Fases Principais.

Inicialmente, entendendo como Primeira Fase Principal, o esgoto bruto previamente gradeado e desanorado alcança (com uma vazão  $Q$ ) o compartimento anóxico de desnitrificação (Tanque C), o qual conta com dois misturadores submersíveis e duas

bombas de recirculação interna. Os misturadores submersíveis têm a função de proporcionar à mistura líquido/lodo, denominada liquor misto, o gradiente necessário à sua mistura completa. Por outro lado, cada uma das duas bombas de recirculação interna conduzem a mistura reacional ao tanque de aeração/sedimentação (Tanque A) que estiver operado sob condição de aeração/nitrificação (aeração ligada). Cada uma das bombas funciona com vazão duas vezes superior à vazão de entrada (portanto  $2Q$ ) de esgoto bruto (vazão modulada por inversores de frequência).

Figura 27 – Esquema simplificado do tratamento de efluentes na ETE Mulembá II



Fonte: Adaptado de Lima (2009) e Aquamec (2013).

Ao mesmo tempo, porém sob condição de carga hidráulica, o liquor misto proveniente do tanque de aeração/sedimentação (Tanques A) alcança o tanque intermediário que funciona continuamente sob aeração (Tanque B), que novamente retorna hidráulicamente para o tanque anóxico (Tanque C). Desta forma, percebe-se que o tanque anóxico (Tanque C) recebe vazão equivalente a três vezes ( $3Q$ ) a vazão de entrada ( $Q$ ).

Novamente no Tanque C, parte do liquor misto ( $1Q$ ) passa hidráulicamente, para o Tanque D, o qual é constantemente aerado, e posteriormente para o Tanque E, que está operando com o sistema de aeração desligado, atuando como decantador secundário. O efluente clarificado agora livre do lodo biológico é descarregado hidráulicamente em canaletas vertedoras dispostos na sua cota hidráulica.

Finalmente, antes do efluente tratado ser encaminhado para o corpo receptor, o mesmo escoar por um canal para medição da vazão e posterior desinfecção por radiação ultravioleta (LIMA, 2009; CESAN, 2011). Quando necessário, o lodo de excesso sedimentado no Tanque E é bombeado ao digestor de lodo (Tanque F).

A Segunda Fase principal é semelhante à primeira descrita anteriormente. Contudo, o fluxo na planta ocorre no sentido oposto, sempre na orientação ao tanque de aeração/sedimentação (Tanque E) que estiver funcionando com aeração ligada. Com relação à operação do decantador secundário (Tanque A com sistema de aeração desligado), possibilita a sedimentação e retenção do lodo neste compartimento.

Diferente dos sistemas convencionais de lodo ativado, a configuração da ETE Mulembá II dispensa a utilização de bombas de recirculação de lodo para a manutenção da quantidade de lodo ativo necessária para o tratamento biológico. O lodo após sedimentado nos Tanques A ou E é novamente agitado e homogeneizado quando da inversão da Fase Principal, mantendo assim a concentração de lodo biológico ativo necessária.

Os tanques de aeração/sedimentação (A e E) são providos de módulos tubulares que auxiliam no processo de sedimentação tipo lamelar do lodo quando o sistema de aeração está desligado. Na Tabela 02 estão apresentadas as dimensões dos tanques.

Tabela 02 – Dimensão dos tanques A/E, B/D e C da ETE Mulembá II

Unidade		Anóxico C	Aeração/Sedimentação A e E	Aeração B e D
Comprimento	m	21,5	26	36,75
Largura	m	21,5	21,5	20
Profundidade	m	5,5	5,5	5,5
Área Superficial	m <sup>2</sup>	462	559*	735
Volume	m <sup>3</sup>	2542	3075	4043

Nota: \* A área útil de sedimentação é de 491 m<sup>2</sup> (excluindo a área de distribuição do liquor misto).  
Fonte: Aquamec (2013).

Cada fase principal (de aproximadamente três horas) é seguida por uma fase intermediária de curta duração (aproximadamente 30 minutos), para possibilitar a sedimentação do lodo e lavagem das canaletas vertedoras do tanque que passará a operar como decantador secundário na próxima Fase Principal. A lavagem das canaletas é realizada com o efluente clarificado do próprio Tanque desviado da desinfecção ultravioleta. Durante a primeira fase intermediária, a aeração, que já estava desligada no compartimento A, é também desligada no compartimento E. O esgoto é alimentado ao compartimento do meio (C) e o compartimento A continua

atuando como tanque de sedimentação, enquanto as canaletas vertedoras do Tanque E são lavadas.

Na segunda fase intermediária, a aeração, que já estava desligada no compartimento E, é também desligada no compartimento A. O esgoto é alimentado ao compartimento do meio (C) e o compartimento E continua atuando como tanque de sedimentação, enquanto as canaletas vertedoras do Tanque A são lavadas

Tanto os tanques de aeração (Tanques B e D) quanto os tanques de aeração/sedimentação (Tanques A e E) possuem sistema de insuflação de ar tipo bolha fina, promovidos por difusores de fundo, alimentados por sopradores de ar. O sistema de fornecimento de ar foi projetado não só para fornecer o oxigênio necessário às reações aeróbias de biodegradação, como também manter o sistema sob mistura.

#### **4.1.2. Tratamento da fase sólida**

O lodo em excesso sedimentado nos tanques A e E é bombeado de forma intermitente ao digestor de lodo (Tanque F) para que ocorra sua estabilização mediante o processo de autodigestão aeróbia (ODEBRECHT, 2013). Finalmente, o lodo estabilizado é bombeado para os adensadores mecânicos tipo espessadores de tambor (unidade G), seguindo a fase sólida posteriormente para desaguamento com a adição de polímero catiônico em centrífugas (Unidade H). A torta proveniente da centrífuga (com teor de sólidos maior ou igual a 20% (ODEBRECHT, 2013) é acondicionada em caçambas estacionárias e transportada para disposição final em aterro sanitário (LIMA, 2009). O clarificado proveniente do adensador retorna ao início do tratamento da fase líquida (Tanque C).

#### **4.2. ETAPA I - CONDIÇÕES IDEAIS PARA DETERMINAÇÃO DA VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO EM ZONA (VSZ)**

Para a definição das condições ideais do ensaio de sedimentabilidade, foram avaliadas inicialmente: i) a influência da velocidade de agitação aplicada às amostras contidas nas colunas de sedimentação, e ii) a reprodutibilidade dos os testes de sedimentabilidade, de forma a identificar a necessidade de repetições para cada diluição aplicada neste estudo.

Para avaliar a influência da velocidade de agitação do líquido nas propriedades mecânicas do lodo, foram aplicadas diferentes velocidades de agitação em uma mesma amostra de liquor misto proveniente da ETE Mulembá II, em uma série de ensaios de VSZ. Utilizou-se a mesma metodologia dos ensaios de sedimentação em zona (a ser descrito na seção 4.3.2 e detalhado nas Etapas 1 a 7 – excetuando a Etapa 5), utilizando quatro colunas com quatro diluições diferentes por batelada, Diluições 0 a 3, conforme apresentado na Tabela 03.

Tabela 03 – Característica das amostras contidas nas colunas de sedimentação

Diluição	Coluna	Volume de liquor misto (l)	Volume de água (l)	Diluição da Amostra (%)	Ensaio
0	1	6,36	0	0	I, II e III
1	2	4,77	1,59	25	I, II e III
2	3	3,58	2,78	44	I, II e III
3	1	2,68	3,68	58	I, II e III
4	2	2,00	4,36	69	II e III
5	3	1,51	4,85	76	III

Legenda: Ensaio I - Influencia da Velocidade de agitação;

Ensaio II - Reprodutibilidade dos ensaios; e

Ensaio III - Ensaio de VSZ para obtenção das constantes de Vesilind ( $k$  e  $v_0$ ).

Fonte: Autoria própria.

As velocidades de agitação aplicadas na série nos Ensaio I foram sequencialmente: 0 rpm (sem agitação), 4 rpm, 6 rpm, 8 rpm e 10 rpm. Não foram avaliadas agitações entre 0 e 4 rpm devido à limitação do equipamento utilizado no experimento. Os resultados das constantes  $k$  e  $v_0$  para cada agitação foram plotados em gráficos de dispersão, permitindo assim a análise dos dados, comparação com outros estudos e definição da velocidade de agitação a ser aplicada nos Ensaio II e III (reprodutibilidade e VSZ). A análise gráfica foi realizada no programa Microsoft Excel 2013.

Já para avaliar a reprodutibilidade das repetições dos ensaios de sedimentabilidade de lodo, dois ensaios de sedimentabilidade foram realizados no intervalo de duas semanas (Ensaio II). Para cada ensaio, foram utilizadas 05 diluições diferentes (Diluições 0 a 4, conforme Tabela 03) com testes em triplicata para cada diluição, totalizando 30 curvas de sedimentação em coluna. Utilizou-se a mesma metodologia do ensaio de sedimentação em zona (a ser descrito na seção 4.3.2 e detalhado nas Etapas 1 a 7 – excetuando a Etapa 5). Nestes ensaios foi aplicada a agitação de 4 (quatro) rpm identificada no teste anterior (Ensaio I).

Para determinação da reprodutibilidade dos ensaios, as curvas de deslocamento da interface sólido/líquido de cada diluição foram submetidas à análise estatística para

mensurar a homogeneidade entre as medidas. Para tal, foi utilizado o Coeficiente de Correlação Intraclasse (CCI), também denominado coeficiente de reprodutibilidade, amplamente utilizado para mensuração da confiabilidade entre medidas. Ele é adequado para mensurar a homogeneidade de duas ou mais medidas e é interpretado como a proporção da variabilidade total atribuída ao objeto medido (LAUREANO, 2011).

O resultado do CCI apresenta valores compreendidos entre de 0 e 1. Quando o CCI é igual a 0 o estudo não é reprodutível e quando o CCI é igual a 1, o estudo é reprodutível ao máximo (PINTO *et al.*, acesso em 23 mar. 2017). As possibilidades de interpretação dos valores do CCI estão apresentadas no Quadro 14. As análises estatísticas de CCI foram realizadas utilizando o programa computacional *R - Project for Statistical Computing*, versão 3.4.1.

Quadro 14 – Interpretação da reprodutibilidade de um estudo por meio do CCI

Valores do CCI	Interpretação
$CCI < 0,4$	Pobre
$0,4 \leq CCI < 0,75$	Satisfatória
$CCI \geq 0,75$	Excelente

Fonte: Pinto *et al.* (acesso em 23 mar. 2017).

### 4.3. ETAPA II – ENSAIOS DE SEDIMENTABILIDADE

A verificação das condições de sedimentabilidade do lodo foi realizada por meio de testes de sedimentação como do Índice Volumétrico de Lodo (IVL) e da velocidade de sedimentação conforme sugerem Metcalf & Eddy (2016), Giokas *et al.* (2003) e van Haandel & Marais (1999). Embora estes métodos descrevam a desvantagem da avaliação visual da interface de separação sólidos-líquido, Amanatidou *et al.* (2015), Jones & Schuler (2010), Kreuk; Kishida; van Loosdrecht (2007), Schuler & Jang (2007) demonstraram que os testes podem gerar resultados altamente reprodutíveis, obtendo resultados significativos para ensaios realizados sob condições controladas.

Visando identificar diferentes padrões de sedimentabilidade de lodo, foram realizadas coletas semanais entre os meses de fevereiro e julho de 2017, totalizando 16 campanhas de monitoramento. Desta forma, foram coletadas amostras de liquor misto do tanque de aeração contínua (Tanques B ou D) da ETE Mulembá II, respeitando a fase principal da planta de tratamento. Estando a planta na Primeira Fase Principal descrita anteriormente, foi coletado o liquor misto do Tanque D, pois o efluente deste

tanque alimentava o tanque de sedimentação E. Em contrapartida, estando a planta operando na Segunda Fase Principal, foi coletado o liquor misto do Tanque B, pois o efluente dele alimentava o tanque de sedimentação A.

O liquor misto coletado do tanque de aeração contínua (Tanques B ou D) era acondicionado em recipientes de 10 litros e levados prontamente para a realização dos ensaios de velocidade de sedimentação e IVL. Para garantir maior representatividade nos ensaios de verificação das condições de sedimentabilidade do lodo, o aparato experimental foi montado junto à sala de centrífuga da ETE de Mulembá I, reduzindo-se ao máximo o tempo entre a coleta e os ensaios.

Após a realização de cada ensaio, uma alíquota de 500ml de liquor misto de cada coluna de sedimentação (análise de VSZ) e proveta (análise de IVL) era retirada, acondicionada em frascos higienizados e imediatamente preservada em gelo. Após a conclusão do ensaio as amostras eram transportadas até os Laboratórios de Saneamento (LABSAN) e de Caracterização Ambiental de Resíduos (LACAR), ambos localizados no Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, onde eram realizadas as análises de SST, conforme método APHA - 2540 D.

Nos tópicos a seguir, serão apresentados os procedimentos experimentais necessários para a determinação das características da sedimentabilidade do lodo.

#### **4.3.1. Determinação do índice volumétrico de lodo – IVL**

A metodologia adotada para a realização do teste de IVL foi o procedimento APHA – 2710 D (APHA, 2002), descrito inicialmente por Mohlman (1934<sup>18</sup>, apud PAULA, 2014). Os testes de IVL foram realizados em proveta graduada, transparente, com volume de 1 litro, conforme descrição a seguir:

1. Antes do início do teste a amostra do liquor misto foi cuidadosamente homogeneizada no próprio recipiente de coleta, evitando assim danos a estrutura dos flocos biológicos.
2. A proveta foi preenchida com o volume de um litro, dando início ao teste no instante zero (tempo inicial).

---

<sup>18</sup> MOHLMAN, F. W. The sludge index. **Sewage Works Journal**, p. 119-122, 1934.

3. Foram realizadas leituras da altura da interface sólidos-líquido após dez e trinta minutos de sedimentação, propiciando a identificação da relação entre os valores de  $IVL_{10}$  e  $IVL_{30}$ , indicativa de boa sedimentabilidade (SCHWARZENBECK; ERLEY; WILDERER, 2004; COMA *et al.* 2012).

4. Após 30 minutos, para os casos em que o volume de lodo sedimentado ultrapassasse 20% da altura inicial (interface sólido líquido acima de 200 ml, quando da utilização de proveta graduada de 1000 ml, por exemplo), a amostra era diluída em razão de 1:2 até que o ensaio apresentasse valor inferior a este limite (von SPERLING, 2002). Para os casos quando era necessária a diluição, foi realizado o teste do Índice Volumétrico de Lodo Diluído - IVLD seguindo os mesmos procedimentos das Etapas 2 e 3.

5. Após o término do ensaio, todo o conteúdo da coluna era removido, e após homogeneização, coletada amostra para determinação da concentração de sólidos suspensos totais (SST), conforme método gravimétrico procedimento APHA - 2540 D (APHA, 2012).

Uma alíquota de 500ml do conteúdo da proveta era acondicionada em recipiente higienizado e imediatamente preservada em gelo. Após a conclusão do ensaio, a amostra era transportada para os Laboratórios de Saneamento (LABSAN) e de Caracterização Ambiental de Resíduos (LACAR), ambos localizados no Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, onde eram realizadas as análises de SST.

6. Com o valor da altura da interface sólidos-líquido e a concentração de SST obtidos nos procedimentos (3) e (5), foi calculado o IVL conforme Equação 10 (apresentada na seção 3.4.1. Para cálculo do IVLD foi utilizada a mesma equação, multiplicando o resultado pelo inverso do fator de diluição (ex. multiplicou-se por 2, quando a diluição foi de 1/2).

#### **4.3.2. Determinação das constantes de Vesilind – $k$ e $v_0$**

Para o método de determinação da velocidade de sedimentação, foi utilizado como base o teste padrão velocidade de sedimentação em zona APHA - 2710 E (APHA,

2012), proposto inicialmente por White (1975<sup>19</sup>, apud PAULA, 2014) e posteriormente aperfeiçoado por van Haandel e Marais (1999). Durante a realização dos ensaios de VSZ foram utilizadas três colunas de acrílico transparente graduadas, com volume de 6,36 litros, altura de 100 cm e 9 (nove) cm de diâmetro interno, conforme esquematizado na Figura 28 (a) e (b).

No estudo realizado por Paula (2014), não foi encontrada diferença significativa entre os valores da velocidade de sedimentação utilizando colunas de 5 (cinco), 7 (sete), 8 (oito) e 10 (dez) centímetros de diâmetro. Dessa forma, de acordo com a disponibilidade comercial do tubo de acrílico, optou-se por utilizar uma coluna compreendida entre essas dimensões, com 10 cm de diâmetro externo e 9 cm de diâmetro interno. Foi utilizada coluna com altura útil de 100 cm, conforme determinado pelo procedimento APHA – 2710 E e utilizada por diversos autores (CHO *et al.*, 1993; van HAANDEL; MARAIS, 1999; de CLERCQ *et al.*, 2005, 2008; PAULA, 2014).

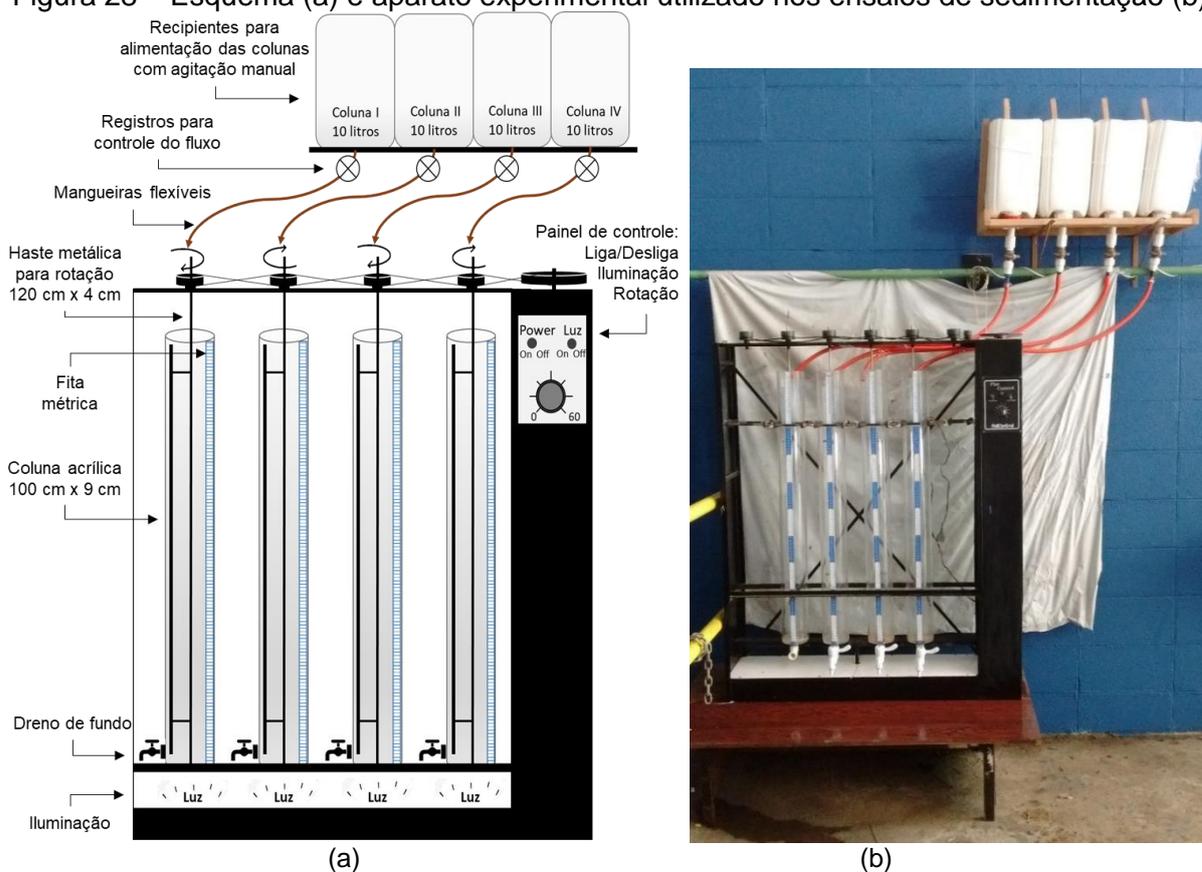
As colunas foram acopladas a um equipamento desenvolvido exclusivamente para este estudo, que consistiu na adaptação de equipamento tipo *jar test* (Figura 28-b) para controle de rotação entre 0 e 60 rpm. No centro de cada coluna foi posicionada uma haste metálica de 120 cm, equipada com hélice horizontal de quatro centímetros de raio, acoplada a um equipamento que promovia a agitação com rotação ajustável (ver Figura 27a). Durante a realização do ensaio de sedimentação, foi aplicada agitação ao liquor misto visando reproduzir a agitação que ocorre num decantador secundário em escala plena (von SPERLING, 2002) e minimizar os efeitos de parede (GOKAS *et al.*, 2003). O equipamento foi instalado na sala de centrífugas da ETE Mulembá I. Os ensaios foram realizados quando as centrífugas não estavam em funcionamento, evitando assim que a vibração interferisse nos resultados.

Para a realização dos ensaios, foi adotado tempo de sedimentação de 30 minutos conforme sugerido por van Haandel e Marais (1999) e Paula (2014), sendo este suficiente para visualizar a separação das quatro fases da sedimentação, mesmo com elevadas concentrações de sólidos (*lag*, zona, transição e compressão).

---

<sup>19</sup> WHITE, M. J. D. *et al.* Settling of activated sludge. In: WRC Technical Report. **Water Research**, 1975.

Figura 28 – Esquema (a) e aparato experimental utilizado nos ensaios de sedimentação (b)



Fonte: Autoria própria.

Conforme percebe-se no topo da Figura 28(a) e (b), um mecanismo para transferência do liquor misto coletado foi instalado na parte superior do aparato experimental, consistindo em um recipiente para cada coluna, com capacidade de 10 litros, interligados a estas por meio de mangueiras flexíveis de 3/4". O fluxo do recipiente para as colunas era controlado por registros independentes. Após a coleta do liquor misto, o recipiente de coleta era agitado manualmente antes de transferir o material para os recipientes de alimentação das colunas. Esse mecanismo foi planejado de forma a preencher pela ação da gravidade simultaneamente as colunas de sedimentação.

A seguir está descrito o procedimento utilizado para a execução do teste de velocidade de sedimentação, para determinação das constantes de sedimentabilidade do modelo de Vesilind, conforme descrito por Silva Filho (2014).

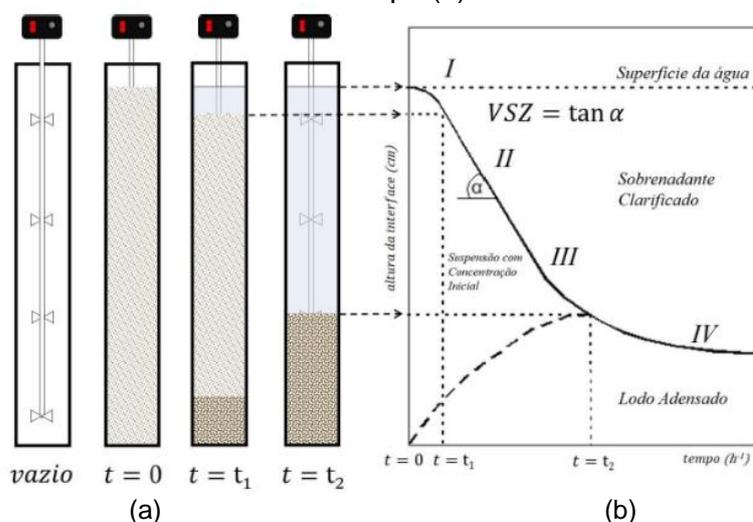
1. Antes do início do teste, a amostra do liquor misto coletada de um dos reatores de aeração contínua da ETE Mulembá II era cuidadosamente homogeneizada no próprio recipiente de coleta, evitando assim danos a estrutura dos flocos biológicos.

2. O volume necessário para preenchimento das três colunas de sedimentação era transferido para os recipientes instalados na parte superior do equipamento. As três colunas de sedimentação eram preenchidas até a altura de 100 centímetros, ajustada a rotação do equipamento para 04 (quatro) rpm<sup>20</sup>, dando início ao teste no instante zero (tempo inicial). Foram utilizadas seis concentrações de líquido diferentes, sendo a Diluição zero o liquor misto proveniente da ETE Mulembá II e as demais (Diluição 1 a Diluição 5) com uma concentração de sólidos 25% menor que a diluição anterior, conforme descrito na Tabela 03, seção 4.2.
3. Foram realizadas leituras da altura da interface sólidos-líquido em intervalos regulares de 1 minuto durante 30 minutos (correspondendo a 30 leituras do descolamento da interface sólidos-líquido).
4. Após a o termino dos 30 minutos de leitura, o conteúdo de cada coluna era drenado e acondicionado em recipientes individualizados. O conteúdo removido era novamente homogeneizado para a coleta de 500 ml de amostra do liquor misto de cada diluição, totalizando seis amostras. As amostras eram imediatamente preservadas em gelo e, após a conclusão do ensaio, transportadas para os Laboratórios de Saneamento (LABSAN) e de Caracterização Ambiental de Resíduos (LACAR), ambos localizados no Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, nos quais eram realizadas as análises de sólidos suspensos totais (SST), conforme método gravimétrico procedimento APHA - 2540 D (APHA, 2012).
5. Como haviam apenas 3 (três) colunas próprias para testes, os procedimentos (2 e 3) foram realizados duas vezes, garantindo assim a análise de seis diferentes concentrações de sólidos e suas respectivas curvas de deslocamento da velocidade de sedimentação. Desta forma, na primeira etapa eram testadas as Diluições de 0 a 2 e, na segunda etapa, as Diluições 3 a 5.
6. Com os valores aferidos do deslocamento da interface sólidos-líquido foram plotadas curvas do deslocamento da interface *versus* tempo correspondentes de cada concentração de sólidos ensaiada, como pode ser exemplificado pela Figura 29(a). A velocidade de sedimentação em zona (VSZ) foi calculada como sendo a declividade (coeficiente angular) da reta da parte linear da curva (fase II, como pode ser observado na Figura 29b).

---

<sup>20</sup> A rotação de 04 rpm foi determinada por meio de ensaios de sedimentabilidade submetidos a diferentes velocidades de agitação. O procedimento está descrito na seção 4.2.

Figura 29 – Figura esquemática do experimento utilizado para determinação da velocidade de sedimentação (a) e curva típica do deslocamento da interface sólidos-líquido em função do tempo (b)

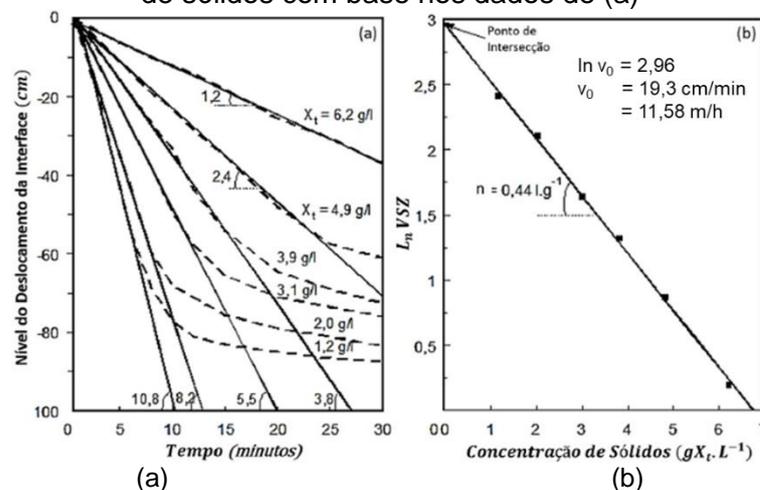


Legenda: Fase I – lag;  
 Fase II – Sedimentação em zona;  
 Fase III – Transição; e  
 Fase IV – Compressão

Fonte: Silva Filho (2014).

7. Com o auxílio da Equação 11 (apresentada na seção 3.4.2), ajustou-se uma reta aos valores das velocidades de sedimentação em zona (VSZ) obtidos na fase anterior em função da concentração de sólidos, em escala semilogarítmica. Desta forma, a partir do ajuste da reta, foi possível determinar não só a constante “k” de compressibilidade (coeficiente angular), como também a constante “ $v_0$ ” (exponencial do coeficiente linear), conforme pode ser exemplificado na Figura 30.

Figura 30 – Curvas típicas do teste de sedimentabilidade (a) deslocamento da interface sólidos-líquido de diferentes concentrações de liquor misto em função do tempo e (b) diagrama semilog das velocidades de sedimentação em zona (VSZ) versus a concentração de sólidos com base nos dados de (a)



Fonte: van Haandel e Marais (1999).

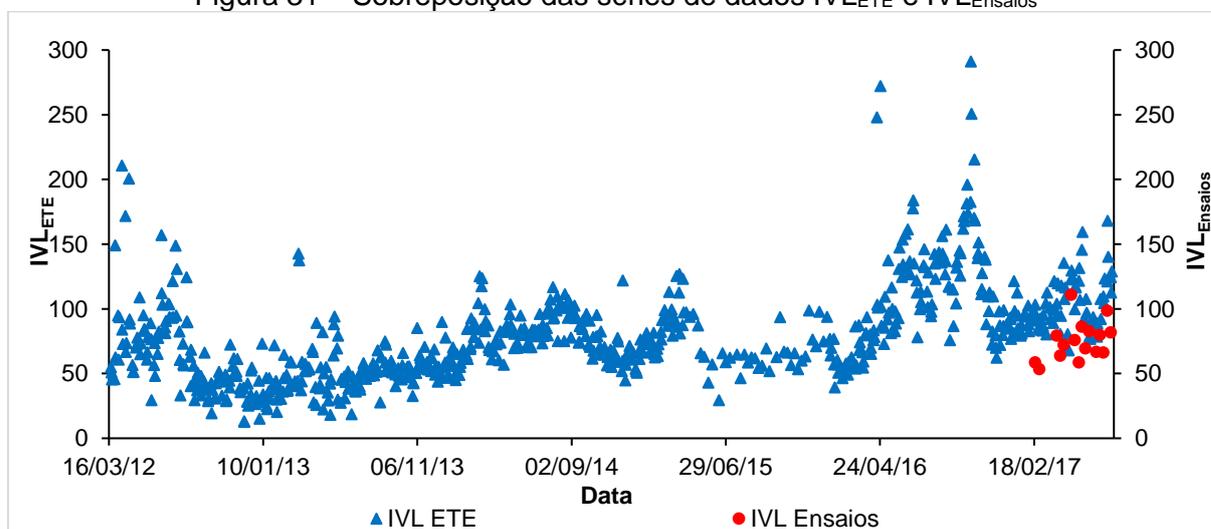
#### 4.4. ETAPA III – ANÁLISES DOS FATORES QUE INTERFEREM NA SEDIMENTABILIDADE DE LODO

Nesta etapa, foram utilizados como dados de entrada tanto aqueles primários obtidos a partir dos ensaios de sedimentabilidade de lodo, quanto os secundários obtidos por meio do banco de dados de monitoramento e operação da ETE Mulembá II. Os dados secundários, fornecidos pela Cesan, compreendem histórico superior a cinco anos de monitoramento e operação da ETE (16.03.2012 a 23.07.2017), incluindo os dados de operação registrados no mesmo período em que foram levantados os dados de sedimentabilidade de lodo (17.02.2017 a 23.07.2017).

Inicialmente, todas as variáveis secundárias em análise (listadas no Quadro 15), bem como, as variáveis primárias obtidas durante a realização dos 16 ensaios de sedimentabilidade, sendo:  $k$ ,  $v_0$ , IVL, IVLD, Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e Relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  foram submetidas a análises estatísticas descritivas, calculando-se valores mínimo, médio, máximo, desvio padrão e coeficiente de variação (CV) para cada variável. A análise descritiva foi realizada no Microsoft Excel 2013.

De forma a facilitar a leitura e entendimento, as variáveis IVL foram denominadas “IVL<sub>ETE</sub>” e “IVL<sub>Ensaio</sub>”. A variável IVL ETE compreende os dados secundários de monitoramento da ETE Mulembá II (16.03.2012 a 23.07.2017), totalizando 754 registros. Já a variável IVL<sub>Ensaio</sub> compreende os dados primários obtidos durante os ensaios de sedimentabilidade de lodo (17.02.2017 a 23.07.2017), totalizando 16 registros. Na Figura 31 observa-se a sobreposição das duas séries de dados.

Figura 31 – Sobreposição das séries de dados IVL<sub>ETE</sub> e IVL<sub>Ensaio</sub>



Fonte: Autoria própria.

Quadro 15 – Variáveis primárias e secundárias analisadas

(continua)

	Variáveis	Unidade	Ponto de Monitoramento	Período	Frequência <sup>21</sup>	Metodologia / Equação	Número de dados
Dados Primários	Curvas de sedimentabilidade em triplicata	cm/min	Tanque de Aeração B/D	fev/17	Semanal	2710D - APHA (2012); van Haandel e Marais (1999)	30
	k	l/g	Tanque de Aeração B/D	fev/17 - jul/17	Semanal	2710D - APHA (2012); van Haandel e Marais (1999)	21
	v <sub>0</sub>	m/h	Tanque de Aeração B/D	fev/17 - jul/17	Semanal	2710D - APHA (2012); van Haandel e Marais (1999)	21
	IVL <sub>Ensaio</sub>	ml/g	Tanque de Aeração B/D	fev/17 - jul/17	Semanal	2710D - APHA (2012)	16
	IVLD	ml/g	Tanque de Aeração B/D	fev/17 - jul/17	Semanal	Stobbe (1964)	16
	Relação IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>10</sub>	adm.	Tanque de Aeração B/D	fev/17 - jul/17	Semanal	Coma <i>et al.</i> (2012)	16
	Relação IVLD <sub>30</sub> /IVLD <sub>10</sub>	adm.	Tanque de Aeração B/D	fev/17 - jul/17	Semanal	Coma <i>et al.</i> (2012)	16
Dados Secundários	Clima	adm.	Ambiente	abr/12 - jul/17	Diária	Observação do clima	1933
	Pluviometria	mm	Ambiente	jan/16 - jul/17	Diária	Leitura de Pluviômetro	555
	Vazão de entrada	m <sup>3</sup> /dia	Esgoto Bruto	abr/17 - jul/17	Diária	Medido ultrassônico - <i>on line</i>	1863
	Temperatura	°C	Esgoto Bruto	abr/12 - jul/17	Diária	2550 A - APHA (2005)	1607
	pH	adm.	Esgoto Bruto	abr/12 - jul/17	Diária	4500 H <sup>+</sup> B - APHA (2005)	1612
	Condutividade	mS/cm	Esgoto Bruto	dez/16 - jul/17	Diária	2510 B - APHA (2012)	219
	Cloreto	mg/l	Esgoto Bruto	out/16 - jul/17	Semanal	4500-CI E - APHA (2012)	41
	Vazão de saída	m <sup>3</sup> /dia	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Diária	Medido ultrassônico - <i>on line</i>	1863
	pH	adm.	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Diária	4500 H <sup>+</sup> B - APHA (2005)	1281

Fonte: Autoria própria.

<sup>21</sup> Devido a variação da frequência de monitoramento dos parâmetros durante o período de 2012 a 2017, foi considerado apenas os planos de monitoramento 2016-2017.

Quadro 15 – Variáveis primárias e secundárias analisadas

(continuação)

	Variável	Unidade	Ponto de Monitoramento	Período	Frequência	Metodologia / Equação	Número de dados
Dados Secundários	Temperatura	°C	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Diária	2550 A - APHA (2005)	1283
	Turbidez	NTU	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Diária	2130 B - APHA (2005)	1148
	Cloreto	mg/l	Efluente Tratado	out/16 - jul/17	Semanal	4500-CI E - APHA (2012)	31
	SSed	ml/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	2540 F - APHA (2005)	1038
	SST	mg/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	2540 D - APHA (2005)	264
	SSV	mg/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	2540 E - APHA (2005)	256
	OD	mg/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	5x semana	4500-O - APHA (2012)	937
	DBO <sub>5</sub>	mg/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	5210 B - APHA (2012)	264
	DQO	mg/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	5220 D - APHA (2012)	264
	NT	mg/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	4500-NT A - APHA (2012)	121
	NTK	mg/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	4500-NTK B - APHA (2012)	122
	N-NH <sub>4</sub>	mg/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	4500-NH <sub>4</sub> - APHA (2012)	115
	N-NO <sub>2</sub>	mg/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	4500-NO <sub>2</sub> - B - APHA (2012)	116
	N-NO <sub>3</sub>	mg/l	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	4500-NO <sub>3</sub> - E - APHA (2012)	116
	E. Coli	NMP/100 ml	Efluente Tratado	abr/12 - jul/17	Semanal	9221-F - APHA (2012)	245
	N-NO <sub>3</sub>	mg/l	Tanque Anóxico	abr/12 - jul/17	Semanal	4500-NO <sub>3</sub> - E - APHA (2012)	238
	OD	mg/l	Tanque de Aeração	abr/12 - jul/17	5x semana	4500-O - APHA (2012)	1475
	SST	mg/l	Tanque de Aeração	mar/12 - jul/17	3x semana	2540 D - APHA (2005)	759
	SSV	mg/l	Tanque de Aeração	mar/12 - jul/17	3x semana	2540 E - APHA (2005)	717
	SSed	ml/l	Tanque de Aeração	mar/12 - jul/17	3x semana	2540 F - APHA (2005)	878
N-NO <sub>3</sub>	mg/l	Tanque de Aeração	mar/12 - jul/17	Semanal	4500-NO <sub>3</sub> - E - APHA (2012)	238	

Fonte: Autoria própria.

Quadro 15 – Variáveis primárias e secundárias analisadas

(conclusão)

Variável	Unidade	Ponto de Monitoramento	Período	Frequência	Metodologia / Equação	Número de dados
Relação SSV/SST	adm.	Tanque de Aeração	mar/12 - jul/17	3x semana	SSLM / SVLM	717
Microbiologia do lodo ativado	-	Tanque de Aeração	jan/16 - jul/17	2x semana	Acquasolution, 2008 <sup>22</sup> Vazoller, 1989 <sup>23</sup>	140
Contagem de Bactérias Filamentosas	-	Tanque de Aeração	jan/16 - jul/17	2x semana	Jenkinns, Richard e Daigger (2003)	140
IVLETE	ml/g	Tanque de Aeração	mar/12 - jul/17	3x semana	2710 D - APHA (2012)	754
A/M	kgDBO/kgSSV	Calculado	abr/12 - jul/17	Semanal	Vazão * [DBO <sub>5</sub> ] esgoto bruto / volume dos tanques (A-B-C-D ou E-D-C-B) * [SSV]	249
Idade do Lodo	Dias	Calculado	abr/13 - jul/17	Semanal	Massa de SSV no sistema/ massa de SSV retirada do sistema	141
Eficiência de remoção de DBO <sub>5</sub>	%	Calculado	abr/12 - jul/17	Semanal	[DBO <sub>5</sub> ] efluente final / [DBO <sub>5</sub> ] esgoto bruto * 100	264
Remoção de DBO	mg/l	Calculado	abr/12 - jul/17	Semanal	[DBO <sub>5</sub> ] esgoto bruto - [DBO <sub>5</sub> ] efluente final	262
Remoção de DQO	mg/l	Calculado	abr/12 - jul/17	Semanal	[DQO] esgoto bruto - [DQO] efluente final	263
Remoção de NH <sub>4</sub>	mg/l	Calculado	abr/12 - jul/17	Semanal	[NH <sub>4</sub> ] esgoto bruto - [NH <sub>4</sub> ] efluente final	115
Remoção de NO <sub>3</sub>	mg/l	Calculado	abr/12 - jul/17	Semanal	[NO <sub>3</sub> ] Aeração - [NO <sub>3</sub> ] Anóxico	238
TDH Decantador	hora	Calculado	abr/12 - jul/17	Diária	Volume do decantador/vazão	1863
TES – Taxa de Escoamento Superficial	m/h ou m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h	Calculado	abr/12 - jul/17	Diária	Vazão/área útil do decantador	1856
CSA – Carga de Sólidos Aplicada	kg/m <sup>2</sup> .h	Calculado	abr/12 - jul/17	3x semana	SSLM*vazão/área útil do decantador	717

Fonte: Autoria própria.

<sup>22</sup> AQUASOLUTION. Tratamento de Efluentes: Microbiologia de lodos ativados, 2008.<sup>23</sup> VAZOLLER, R.F. **Microbiologia dos Lodos Ativados**, São Paulo, CETESB, 1989.

O coeficiente de variação (CV) ou desvio padrão relativo (DPR) é interpretado como a variabilidade dos dados em relação à média (TOGNON, 2011). Ele pode ser definido como a estimativa do erro experimental em porcentagem da estimativa média, sendo dessa forma, uma das medidas estatísticas mais utilizadas para avaliação da precisão de um experimento (COSTA; SERAPHIN; ZIMMERMANN, 2002). Deste modo, quanto menor for o seu valor, mais homogêneos serão os dados. O CV é considerado baixo (apontando um conjunto de dados mais homogêneos) quando o resultado for menor ou igual a 25% (MELO, acesso em 16 out. 2017). Entretanto, saber se um CV obtido é extremamente alto ou baixo requer experiência com dados similares (STEEL; TORRIE, 1980<sup>24</sup> apud COSTA; SERAPHIN; ZIMMERMANN, 2002).

Dentre os diversos parâmetros monitorados pela operação da ETE Mulembá II, foram selecionadas diversas variáveis, de diferentes etapas do tratamento que, dentre a literatura estudada, apresentavam alguma possível relação com a sedimentabilidade de lodo, quer seja pela interferência positiva ou negativa no processo de sedimentação ou que refletisse a consequência de uma boa ou má sedimentação.

De forma semelhante ao trabalho desenvolvido por Jin, Wilén e Lant (2003), para identificar a relação de causa e efeito sobre a sedimentabilidade de lodo da ETE Mulembá II, todos os valores aferidos para as variáveis descritas no Quadro 15 foram submetidas a análises de Correlações de Pearson (variáveis paramétricas) ou Spearman e Kruskal-Wallis (variáveis não-paramétricas) em três momentos:

- i) Correlação entre os valores registrados das variáveis de operação da ETE Mulembá II (dados secundários conforme Quadro 15) com as variáveis independentes  $IV_{LETE}$  e concentração de SST no efluente. A escolha da variável independente SST foi feita com a intenção de identificar os fatores que influenciaram na perda de sólidos no efluente final. Período de análise 16.03.2012 a 23.07.2017.
- ii) Correlação entre os valores registrados das variáveis de operação da ETE Mulembá II (dados secundários conforme Quadro 15) com as variáveis independentes (dados primários) obtidas por meio da realização dos ensaios de sedimentabilidade

---

<sup>24</sup> STEEL, R. G. D; TORRIE, J. H. **Principle and procedures of statistic**: A biometrical approach. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 1980. 633 p.

(k,  $v_0$ , IVL, IVLD, Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e Relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$ ). Período de análise 17.02.2017 a 23.07.2017.

iii) Correlação entre as variáveis que obtiveram correlação significativa com a constante k com as variáveis independentes Cloreto no esgoto bruto e no efluente tratado. Esta análise busca identificar a relação entre o cloreto e a redução na qualidade do efluente tratado. Período de análise 16.03.2012 a 23.07.2017.

Os valores obtidos para as variáveis Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e Relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  foram confrontados com os resultados do monitoramento microbiológico do lodo, de forma a identificar o padrão de granulação do floco biológico da ETE Mulembá II.

Diante dos resultados encontrados por Deorsola (2006) e Lima et al. (2017), de que a presença do cloreto estaria relacionada a redução da qualidade do efluente tratado nas estações de tratamento de esgoto, realizou-se a correlação de Spearman (visto que as variáveis não atenderam às condições de normalidade) entre o cloreto e os parâmetros monitorados no efluente tratado, conforme apresentado na Tabela 13.

Para verificar se a correlação de Pearson é significativa, é necessário que as duas variáveis em questão tenham uma distribuição conjunta normal bivariada (BUSSABE, MORETTIN, 2010). Buscando identificar essa condição, o teste de normalidade de Mardia foi utilizado, comprovando assim que as variáveis em análise possuíam distribuição normal, excetuando-se apenas a variável Clima, que não atendeu as suposições de normalidade, baseado no teste de normalidade Shapiro-Wilk.

O coeficiente de correlação de Pearson e Spearman é um valor numérico, uma medida do grau de associação entre um conjunto de observações pareadas (TOGNON, 2011). Ele quantifica a intensidade da associação linear existente entre duas variáveis, sendo uma medida do grau de associação entre elas e também da proximidade dos dados a uma reta (BUSSABE, MORETTIN, 2010). Os valores possíveis para esse coeficiente variam entre -1 (quando há correlação negativa perfeita – inversamente proporcionais) e 1 (quando há correlação positiva perfeita – diretamente proporcionais). A proximidade de zero denota ausência de correlação linear (TOGNON, 2011). No Quadro 16 pode-se observar a interpretação dos coeficientes de Pearson.

Quadro 16 – Avaliação qualitativa do grau de correlação entre duas variáveis

Coeficiente de Correlação (- ou +)	Correlação
0	Nula
0,0 a 0,29	Fraca
0,3 a 0,59	Regular ou moderada
0,6 a 0,89	Forte
0,9 a 0,99	Muito forte
1	Plena ou Perfeita

Fonte: Callegari-Jacques (2007).

Construiu-se testes para verificar a significância do coeficiente de correlação. Nas análises realizadas considerou-se um nível de confiança de 5%, ou seja, as correlações que foram significantes obtiveram um *valor-p* menor que 0,05.

A variável Clima, por ser uma variável qualitativa e não atender às suposições de normalidade, foi submetida ao teste de Kruskal-Wallis. Este é um teste não-paramétrico utilizado para comparar as distribuições de duas ou mais amostras independentes, indicando se há diferenças significativas entre elas. Se o resultado do teste de Kruskal-Wallis é significativo (*valor-p* menor que 0,05), isso indica que há uma diferença significativa entre pelo menos duas das amostras (SHESKIN, 2000). O teste de Kruskal-Wallis não indica onde a diferença ocorre, apenas informa se existem diferenças globais nos resultados entre as situações experimentais analisadas. Quando se detecta diferença significativa entre as categorias, comparações múltiplas envolvendo todos os diferentes pares podem ser realizadas.

Para isto, foi utilizado um teste a posterior para analisar quais níveis ou tratamentos possuíram comportamentos distintos entre si. O teste aqui utilizado foi o de comparação múltipla de Dunn e pode ser aplicado para tal finalidade (ZAR, 1999).

As análises de correlação de Pearson, Spearman, teste de Kruskal-Wallis e Dunn foram realizadas utilizando o programa computacional R 3.4.1.

#### 4.5. ETAPA IV - RELAÇÃO DO IVL COM AS CONSTANTES DE VESILIND ( $k$ E $v_0$ )

Conforme descrito por Trelles *et al.* (2017), diversos estudos resultaram em modelos matemáticos para a determinação das constantes de Vesilind ( $k$  e  $v_0$ ) em função dos resultados obtidos nos testes de IVL e suas variações (IVLD, IVLA, IVLA<sub>3,5</sub>). De forma a identificar a relação existente entre as constantes de Vesilind e o IVL e/ou IVLD, obtidos nos ensaios de sedimentabilidade de lodo da ETE Mulembá II, foram aplicados

20 modelos matemáticos para a determinação do  $v_0$  e  $k$  propostos por diferentes autores e compilados por von Sperling e Froes (1999), Giokas *et al.* (2003) e Trelles *et al.* (2017), utilizando como variável independente o IVL e o IVLD. Os modelos aplicados estão apresentados no Quadro 17.

Finalmente, foram avaliadas relação entre os dados de  $v_0$  e  $k$  estimados pelos modelos com aqueles obtidos por meio dos testes de sedimentabilidade. Para tal, foi empregada análise de regressão linear (GIOKAS *et al.*, 2003; TRELLES *et al.*, 2017). Para o modelo de regressão linear simples descreve a relação funcional entre uma variável resposta (dependente) e uma variável explicativa (independente), tendo sua maior utilidade relacionada à predição e a calibração de valores (TOGNON, 2011). Em outras palavras e direcionada ao objeto deste estudo, a regressão consiste na obtenção de uma equação que tenta explicar a variação das constantes de Vesilind, obtidas por meio da aplicação dos modelos matemáticos, pela variação das mesmas constantes obtidas nos ensaios de sedimentabilidade de lodo.

Um dos modos de mensurar essa relação é a partir do  $R^2$ , que pode ser interpretado como a proporção da variabilidade explicada pelo modelo considerado (CHARNET *et al.*, 2008). Quanto mais próximo de 1, melhor será o ajuste do modelo considerado.

As variáveis obtidas nos ensaios de sedimentabilidade ( $k$ ,  $v_0$ , IVL, IVLD, Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e Relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$ ) foram submetidas a análise de correlação de Pearson entre si, visto que atenderam as suposições de normalidade (aplicação do teste de normalidade de Mardia). Essa análise buscou identificar relações entre as variáveis  $k$  e  $v_0$  e os testes de IVL e suas variações.

Todas as análises estatísticas deste estudo foram realizadas utilizando o programa computacional R 3.4.1.

Quadro 17 – Modelos de estimativa para  $v_0$  e  $k$  propostos por diversos autores

Referência	Teste de sedimentabilidade	Nº de dados	Variação IVL	Intervalo de IVL	Correlação para $v_0$	Correlação para $k$	Número do Modelo
			ml/g	ml/g	(m/h)	$m^3/kg$	
Johnstone <i>et al.</i> (1979)	IVLA <sub>3,5</sub>	733	60-139	60-79	6,5	0,36	M1.0
				80-99	5,83	0,37	M1.1
				100-119	5,3	0,41	M1.2
				120-139	4,23	0,42	M1.3
Tuntoolavest e Grandy (1982)	IVL	60	68-150	68-99	$4,871 \times e^{(0,01455 \times IVL)}$	$0,157 \times e^{(0,01306 \times IVL)}$	M2.0
				100-150	$(-16,603 + (0,301 \times IVL))$	$(-4,779 + (1,128 \times \ln(IVL)))$	M2.1
Koopman e Cadee (1983)	IVLD	ND	65-300	-	$129,41 \times IVLD^{-0,574}$	$0,249 + (0,0022 \times IVLD)$	M3
Pitman (1984)	IVL	697	45-360	-	$10,5595 \times e^{(-0,00229 \times IVL)}$	$0,2751 \times e^{(0,0017 \times IVL)}$	M4.0
	IVLA <sub>3,5</sub>	-	35-150	-	$161,2045 \times IVLA_{3,5}^{(-0,7249)}$	$0,22015 \times e^{(0,00657 \times IVLA_{3,5})}$	M4.1
Daigger e Roper (1985)	IVL	236	36-402	-	7,8	$0,148 + (0,0021 \times IVL)$	M5
Ekama e Marais (1986)	IVLA <sub>3,5</sub>	-	35-125	-	$11,9 - (0,6 \times IVLA_{3,5})$	$0,16 + (0,0027 \times IVLA_{3,5})$	M6
Wahlberg e Keinath (1988)	IVLA	185	35-220	-	$15,3 - (0,0615 \times IVLA)$	$0,426 - (0,00384 \times IVLA) + (5,43 \times (10^{-5}) \times IVLA^2)$	M7
Cartunda <i>et al.</i> (1989)	IVLA <sub>3,5</sub>	-	30-100	-	$16 - (0,1 \times IVLA_{3,5})$	$0,16 + (0,003 \times IVLA_{3,5})$	M8
von Sperling (1990)	IVLA <sub>3,5</sub>	57	40-120	41-80	4,37	0,38	M9.0
				81-120	5,59	0,54	M9.1
Hartel e Popel (1992)	IVL	-	-	-	$17,4 \times e^{-0,0113 \times IVL}$	$1,043 - (0,983 \times e^{(-0,00581 \times IVL)})$	M10
Akca <i>et al.</i> (1993)	IVL	-	-	-	$28,1 \times (IVL)^{-0,2667}$	$0,177 + (0,0014 \times IVL)$	M11
Daigger (1995)	IVL	> 1500	36-402	-	6,5	$0,165 + (0,001586 \times IVL)$	M12
	IVLA <sub>3,5</sub>		35-150	-	7,97	$0,0589 + (0,00405 \times IVLA_{3,5})$	M13
	IVLD		44-347	-	7,6	$0,1030 + (0,00255 \times IVLD)$	M14
Ozinsky e Ekama (1995)	IVL	-	-	-	$8,53094 \times e^{-0,00165 \times IVL}$	$0,20036 + (0,00091 \times IVL)$	M15
Wahlberg e Keinath (1995)	IVLA	185	35-220	-	$24,3 \times e^{(-0,01073 \times IVLA)}$	$0,245 + (0,00296 \times IVLA)$	M16
	IVL	185	48-235	-	$18,2 \times e^{-0,00602 \times IVL}$	$0,351 + (0,00058 \times IVL)$	M17
Froes (1996)	IVL	11	37-406	<49	8,1	0,24	M18.0
		31		50-99	6,2	0,27	M18.1
		86		100-199	9,6	0,74	M18.2
		87		200-299	9,2	1,4	M18.3
		26		300-406	2,1	1,28	M18.4
Bye e Dold (1998)	Vários	-	-	-	$(Ho - (Ho \times IVL \times Xt) / 1000) / t$	-	M19
Mines <i>et al.</i> (2001)	IVL	-	27-236	-	$IVL / 7,27$	$0,0281 + (0,00229 \times IVL)$	M20

Legenda: Ho - Altura da coluna; t= Tempo de estabilização.

Fonte: Adaptado de von Sperling e Froes (1999, tradução nossa), Giokas *et al.* (2003, tradução nossa) e Trelles *et al.* (2017, tradução nossa).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são descritos os resultados deste estudo assim como a discussão de cada informação apresentada. Na primeira seção, os dados obtidos nos ensaios de sedimentabilidade de lodo estão apresentados abordando os aspectos metodológicos dos ensaios (intensidade de agitação e reprodutibilidade das análises). Já na segunda seção, os valores e do Índice Volumétrico de Lodo - IVL e das constantes de Vesilind obtidos por meio dos ensaios de sedimentabilidade de lodo da ETE Mulembá II. Na terceira seção, a relação entre os dados primários (resultados da segunda seção) com os dados secundários de monitoramento e operação da ETE Mulembá II, de forma a identificar uma possível relação entre as variáveis. E por fim, na quarta seção, a análise se o IVL representa as características da sedimentabilidade do lodo da ETE Mulembá II.

### 5.1. AVALIAÇÃO DE CONDIÇÕES OPERACIONAIS PARA SISTEMA PILOTO DE DETERMINAÇÃO DE VSZ

No início da operação do sistema piloto experimental foram necessários testes iniciais para determinação da influência de agitação e da quantidade de repetições que seriam necessárias para garantir a reprodutibilidade dos testes de sedimentabilidade. Dessa forma, foram realizados 01 teste para a identificação da influência da intensidade de agitação e 02 testes para a análise da reprodutibilidade dos ensaios de sedimentabilidade do lodo.

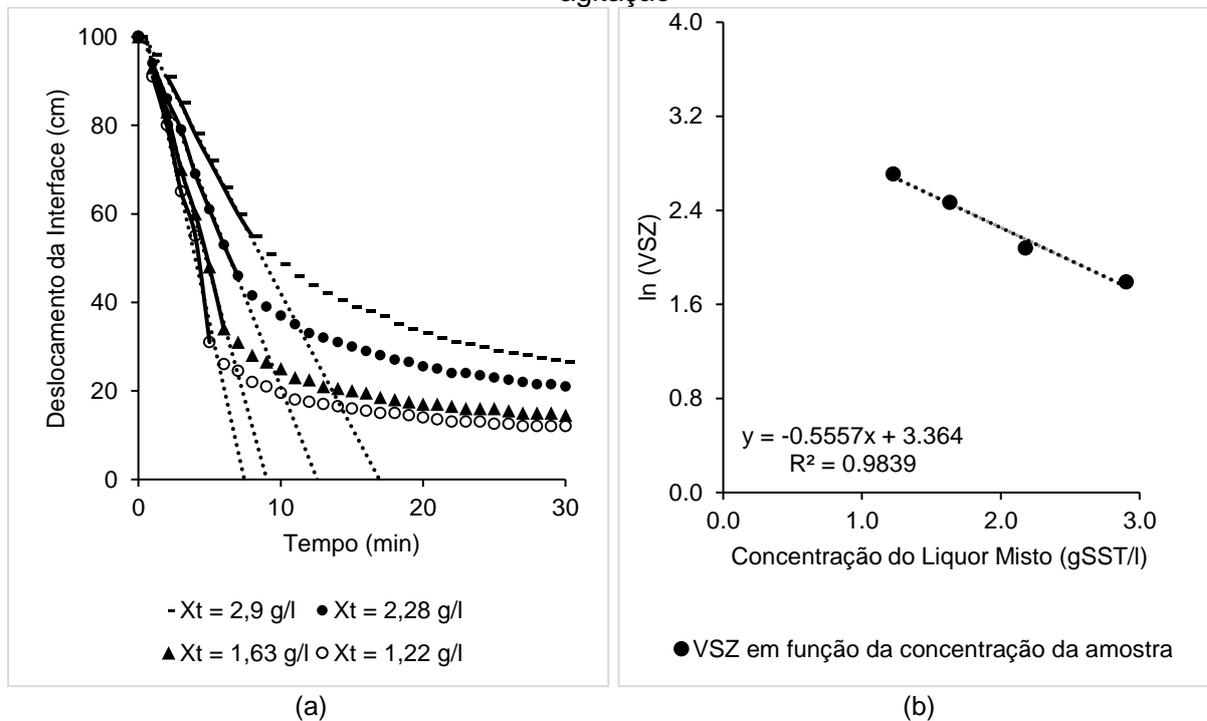
#### 5.1.1. Influência da intensidade de agitação

O teste para verificar a influência da intensidade de agitação do conteúdo das colunas na sedimentabilidade do lodo foi realizado em 27.01.2017, com amostra proveniente do Tanque de Aeração B da ETE Mulembá II, portanto em condições similares do liquor misto.

Nas Figuras 32 a 36 são apresentados os diagramas dos ensaios de sedimentabilidade (a) e a correlação semilogarítmica (b) para obter as constantes de Vesilind nas diferentes intensidades de agitação aplicadas. Observa-se que os testes apresentaram uma correlação linear muito forte entre os resultados obtidos para

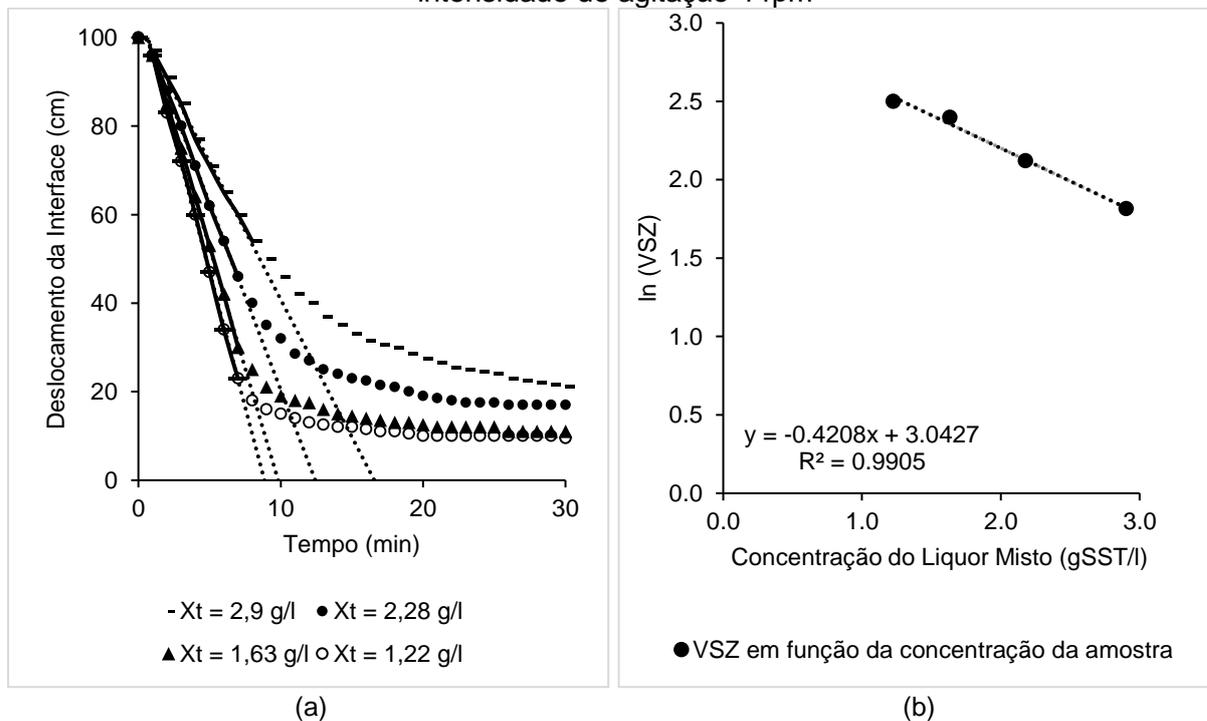
determinar as constantes  $k$  e  $v_0$ , com coeficientes de correlação  $R^2$  entre 0,9757 e 0,9977.

Figura 32 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) sem agitação



Fonte: Autoria própria.

Figura 33 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) com intensidade de agitação 4 rpm



Fonte: Autoria própria.

Figura 34 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) com intensidade de agitação 6 rpm

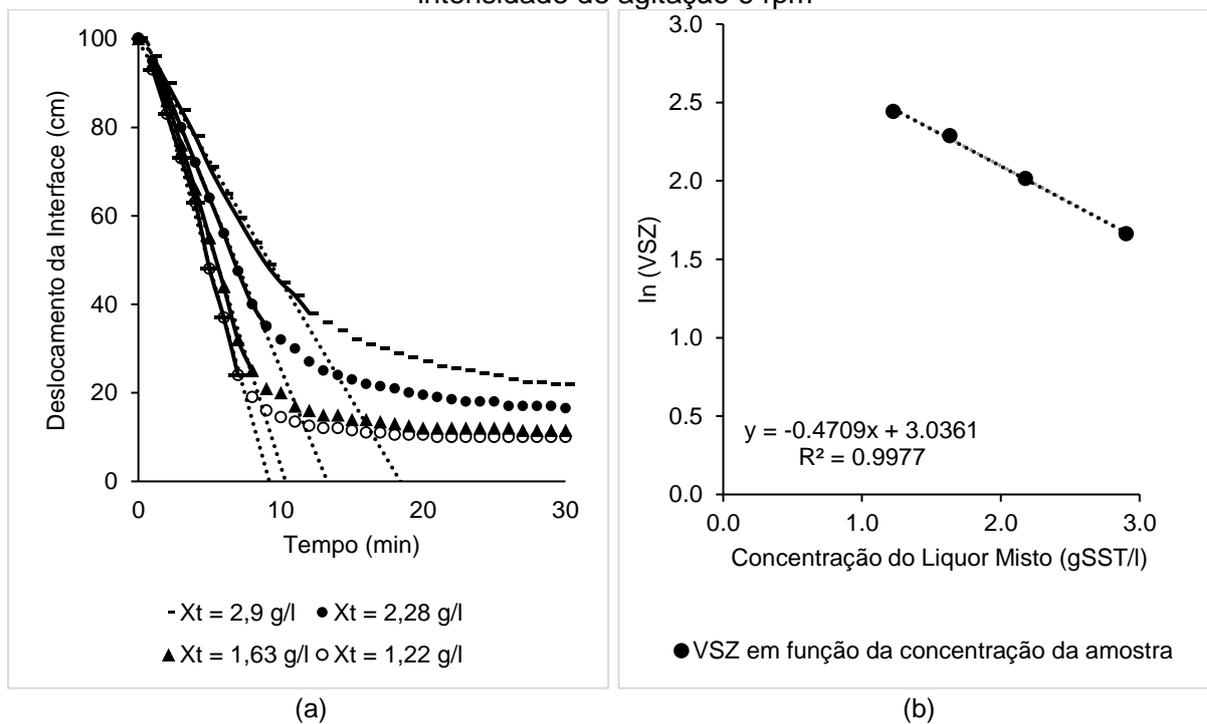


Figura 35 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) com intensidade de agitação 8 rpm

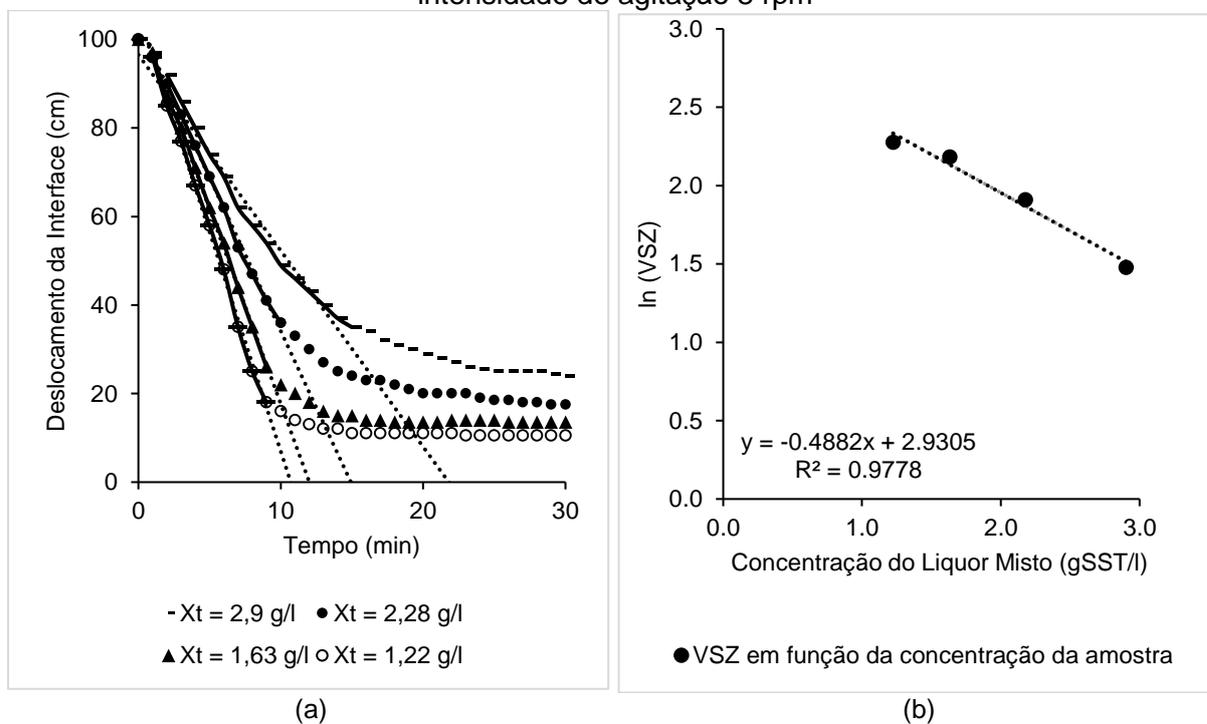
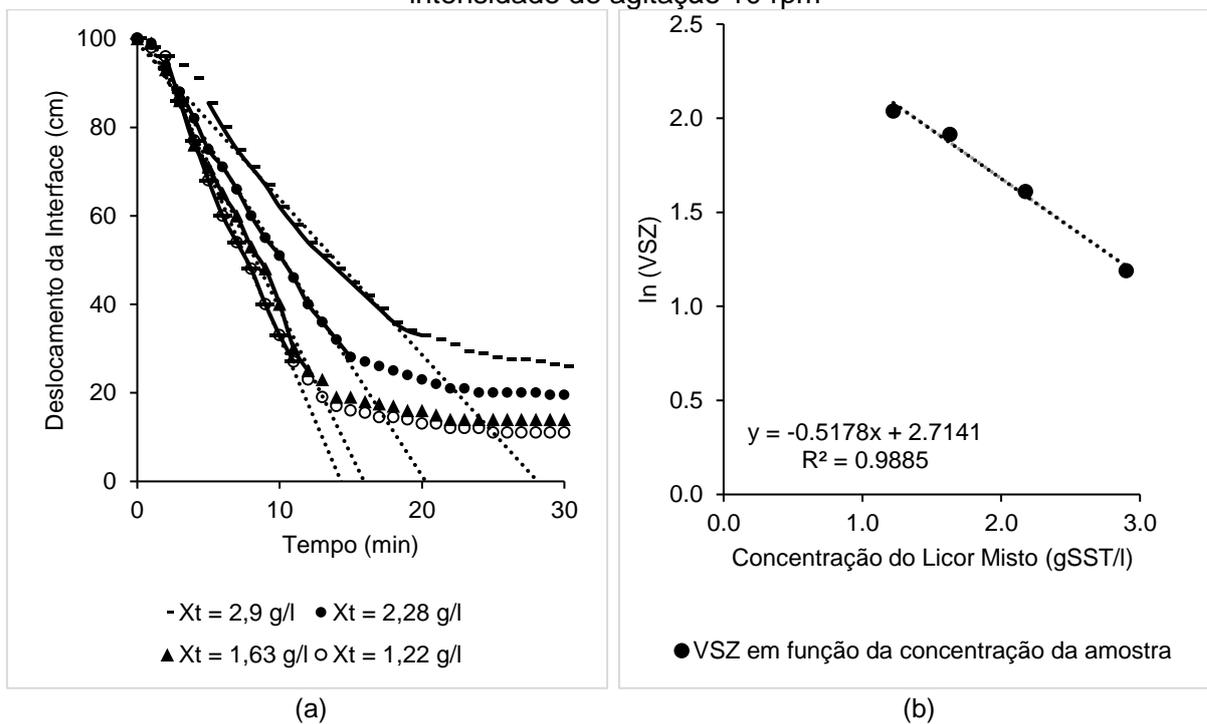


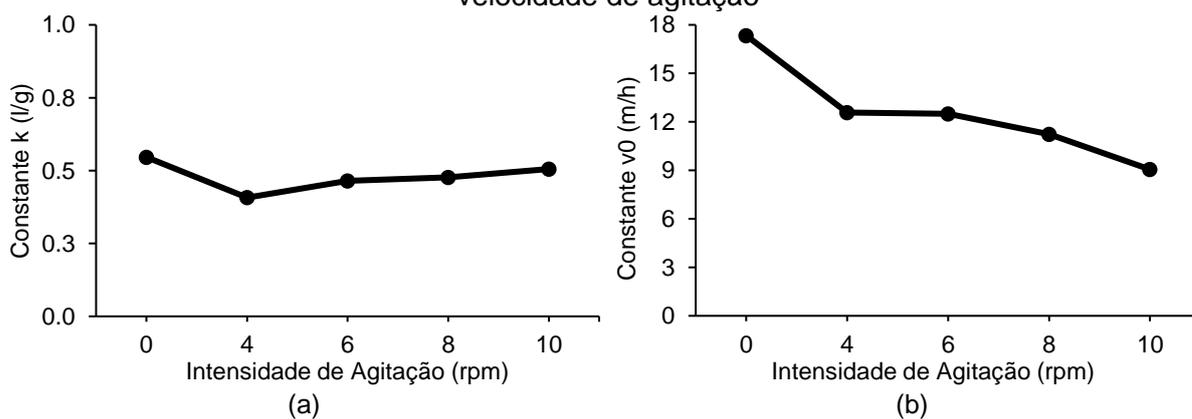
Figura 36 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) com intensidade de agitação 10 rpm



Fonte: Autoria própria.

Na Figura 37 e na Tabela 04 são apresentados os valores das constantes  $k$  e  $v_0$  da equação de Vesilind em função da velocidade de agitação (rpm) aplicada, pode-se observar o comportamento da constante  $k$  na Figura 37(a) e o comportamento da constante  $v_0$  Figura 37(b).

Figura 37 – Comportamento da constante  $k$  (a) e da constante  $v_0$  (b) em função da velocidade de agitação



Fonte: Autoria própria.

Tabela 04 – Valores das constantes  $k$  e  $v_0$  em função da velocidade de agitação aplicada no teste inicial

Agitação (rpm)	$k$ (l/g)	$v_0$ (m/h)
0	0,56	17,34
4	0,42	12,58
6	0,47	12,49
8	0,49	11,24
10	0,52	9,03

Fonte: Autoria própria.

Na Figura 37(a) e na Tabela 04 observa-se na agitação de 4 rpm o menor valor da constante  $k$  (0,41 l/g). À medida que se aumentou a intensidade de agitação, os valores de  $k$  elevaram-se gradativamente. O maior valor de  $k$  foi encontrado pelo teste sem agitação (0 rpm) com valor de 0,56 l/g. Fica constatado que, nas condições experimentais observadas, a agitação de 4 rpm possuiu uma influência positiva na compressibilidade do lodo (menor valor de constante  $k$ ).

Na Figura 37(b) e na Tabela 04, observa-se a constante  $v_0$  com valor de 17,34 m/h para o ensaio sem agitação, sendo o maior valor encontrado quando comparado com os testes que possuem agitação. Os demais testes apresentaram valores de  $v_0$  decrescentes à medida que se elevou a agitação, variando entre 8,88 e 12,58 m/h. O que pode ser constatado nas condições experimentais observadas é que a agitação teve uma influência negativa, mesmo que muito pequena, na determinação da velocidade inicial de sedimentação ( $v_0$ ), obtendo valores relativamente menores do que no teste sem agitação.

Nas condições experimentais deste estudo, conclui-se que a intensidade de agitação tem influência positiva na compressibilidade de lodo ( $k$ ) até 4rpm. Porém, ela impacta negativamente quando se submete à agitação superior a 6 rpm. Vesilind (1968) e Barbosa e Souza (1998) descrevem que a baixa agitação facilita a compressibilidade do lodo na coluna de decantação, visto que uma suave agitação reduz os fatores que interferem na sedimentabilidade do lodo, tais como fenômeno de pistonamento, flotação e caminhos preferenciais, permitindo assim o maior adensamento do lodo.

Em relação à  $v_0$ , a intensidade de agitação influenciou negativamente na velocidade de agitação, onde os valores de  $v_0$  ficam menores na medida em que houve o aumento da velocidade de agitação nas colunas. Esse resultado é atípico, uma vez que van Haandel e Marais (1999) recomenda-se o emprego de uma leve intensidade de agitação justamente para favorecer a velocidade de sedimentação do lodo, devidos aos a diversos fatores que podem influenciar na velocidade de sedimentação.

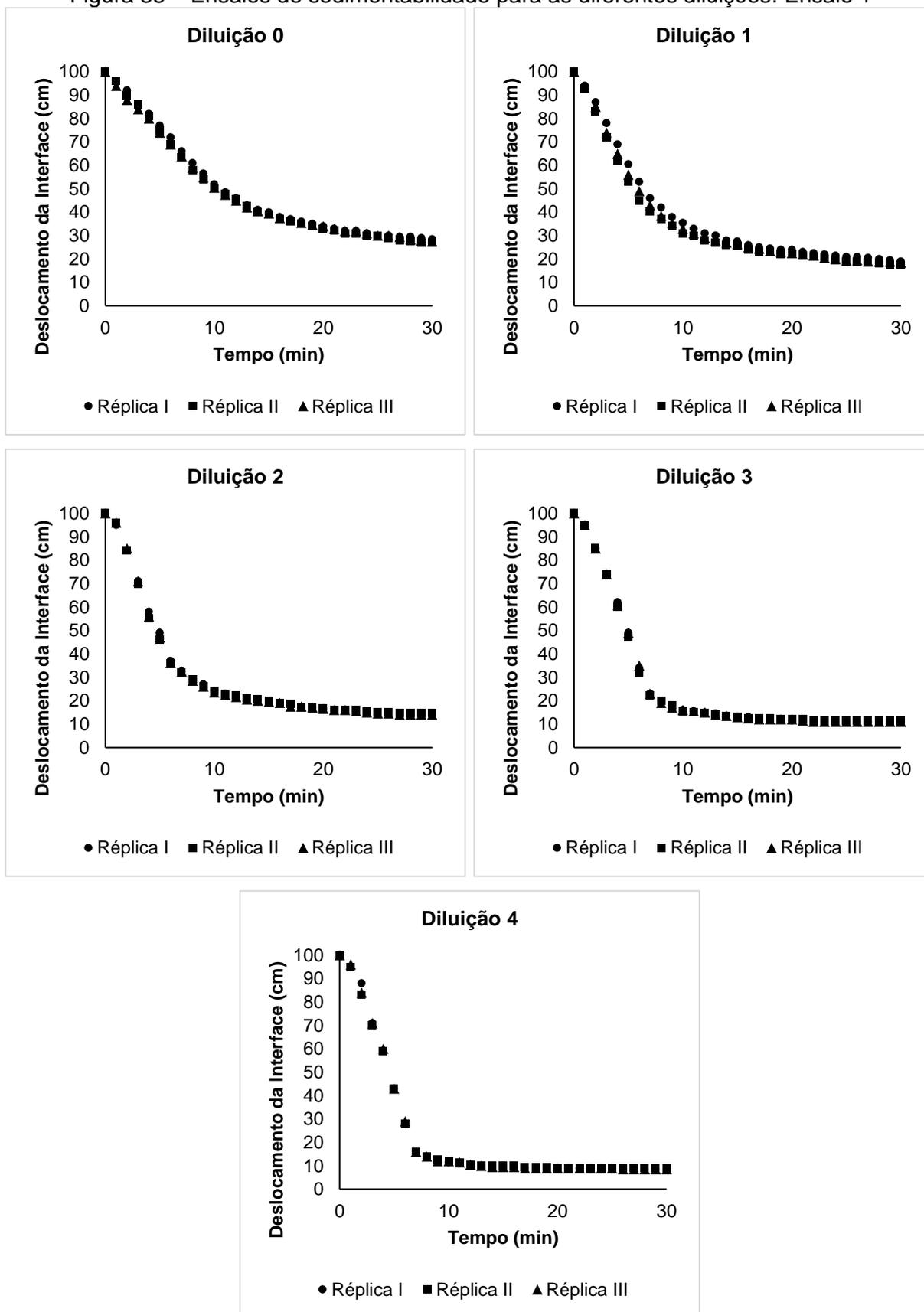
Entretanto, o resultado foi semelhante ao encontrado por Paula (2014) ao testar diferentes velocidades de agitação (0, 2, 4, 6, 8 e 10 rpm) em testes de sedimentabilidade de lodo aeróbio. O autor encontrou melhores valores de  $k$  na agitação de 2 e 4 rpm, sendo o maior valor de  $k$  para o teste sem agitação. Já  $v_0$ , também apresentou o maior valor no teste sem agitação, reduzindo após aumento da intensidade de agitação, comportamento igual ao encontrado neste estudo.

Diante dos resultados das constantes  $k$  e  $v_0$  obtidas nos ensaios de VSZ para diferentes velocidades de agitação do liquor misto, todos os ensaios de velocidade de sedimentação em zona utilizados para realização dos testes de reprodutibilidade e obtenção das constantes de Vesilind foram submetidos a velocidade de agitação de 04 (quatro) rpm.

### **5.1.2. Repetitividade dos ensaios de sedimentabilidade**

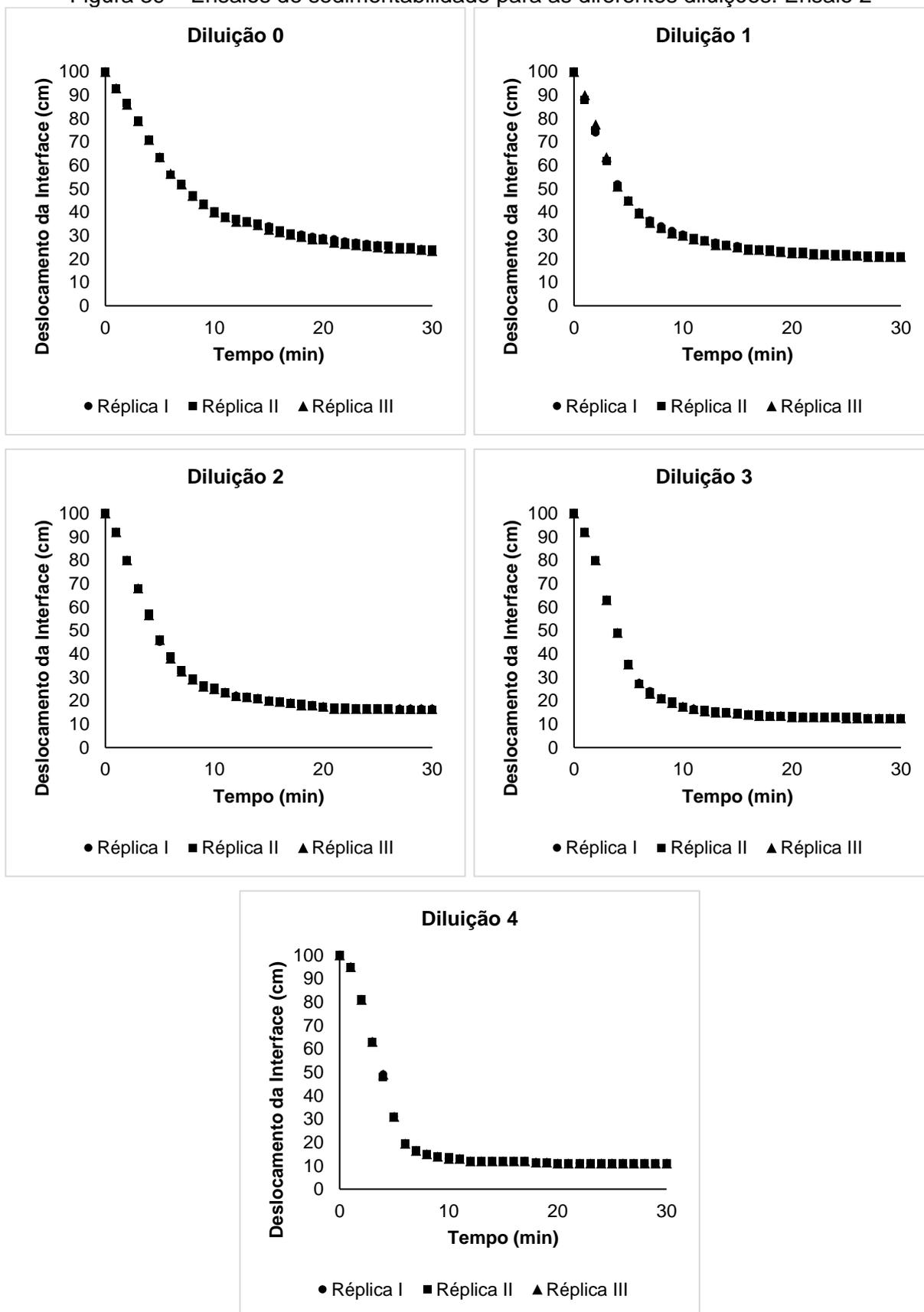
Conforme comentado, foram realizados 02 (dois) ensaios de velocidade de sedimentação em triplicata para cada diluição descrita na metodologia (ensaios realizados entre os dias 17 e 28.02.2017), utilizando amostras proveniente do Tanque de Aeração D da ETE Mulembá II. Para esses ensaios, foi aplicada agitação de 04 rpm, conforme determinado no ensaio anterior. Nas Figuras 38 e 39 estão apresentadas as curvas de deslocamento sólido líquido para as cinco diluições estudadas, podendo ser analisada visualmente a semelhança entre as medidas.

Figura 38 – Ensaios de sedimentabilidade para as diferentes diluições: Ensaio 1



Fonte: Autoria própria.

Figura 39 – Ensaios de sedimentabilidade para as diferentes diluições: Ensaio 2



Fonte: Autoria própria.

De forma a verificar a necessidade de repetitividade dos ensaios, as três medidas do deslocamento da interface (réplicas), para cada diluição, foram submetidas à análise estatística de Correlação Intraclasse (CCI). A Tabela 05 apresenta os valores do CCI e os respectivos *valor-p*.

Tabela 05 – Valores dos Coeficientes de Correlação Intraclasse (CCI) mensurados a partir das três medidas do deslocamento da interface para cada diluição estudada

Data	Variável Estatística	Diluição				
		0	1	2	3	4
Ensaio 1	CCI	0,999	0,994	1	1	1
	<i>valor-p</i>	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Ensaio 2	CCI	1	0,999	1	1	1
	<i>valor-p</i>	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Fonte: Autoria própria.

A partir dos resultados apresentados na Tabela 05 e comparando-os com a classificação proposta por Pinto *et al.* (acesso em 23 mar. 2017) - ver Quadro 14 na seção 4.2, pode-se afirmar que as medidas são completamente ou fortemente homogêneas. Observa-se ainda uma associação estatisticamente significativa entre as medidas das réplicas para cada diluição em cada ensaio, sendo o *valor-p* <0,001 em todas as análises. Tais resultados confirmam a hipótese de que uma única medida de deslocamento da interface é suficiente para representar a sedimentabilidade do lodo da ETE Mulembá II, para qualquer diluição estudada.

## 5.2. ANÁLISE DE SEDIMENTABILIDADE DE LODO AERÓBIO DA ETE MULEMBÁ II

Visando obter as características de sedimentação dos sólidos suspensos do liquor misto da ETE Mulembá II, foram realizados 16 ensaios de Índice Volumétrico de Lodo (IVL), bem como 16 ensaios de Velocidade de Sedimentação em Zona (VSZ), no período de fevereiro a julho de 2017. Os resultados dos ensaios de IVL e VSZ estão apresentados a seguir.

### 5.2.1. Ensaios de Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

Os ensaios para obtenção do IVL foram realizados no período de 17.02.2017 a 19.07.2017, totalizando 16 campanhas, com amostras provenientes dos Tanque de Aeração Contínua B ou D, variando de acordo com a fase principal da ETE Mulembá

II, portanto em condições similares do liquor misto. Os dados sobre data de coleta de liquor misto, o ponto de coleta e o tempo da fase de sedimentação da ETE Mulembá II estão apresentados na Tabela A.1 no APÊNDICE A.

Em todas as análises de IVL realizadas, o volume final de lodo ao final dos 30 minutos de sedimentação foi maior que 200 ml. Dessa forma, as amostras foram diluídas apenas uma vez e obteve-se então os resultados de IVLD.

A Tabela 06 apresenta os valores de IVL, IVLD e da Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e Relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  obtidos nos ensaios de sedimentabilidade realizados na ETE Mulembá II, após sedimentação tranquila por 30 minutos.

Tabela 06 – Valores de IVL e suas variações obtidos nos 16 ensaios

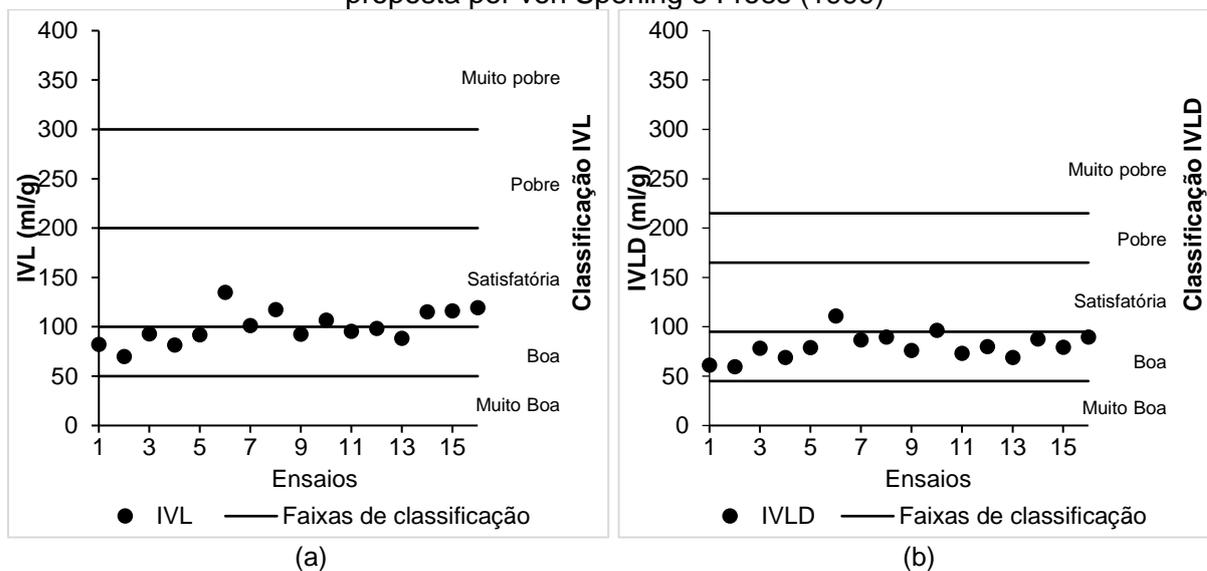
Ensaio	IVL (ml/g)	IVLD (ml/g)	Relação $IVL_{30}/IVL_{10}$	Relação $IVLD_{30}/IVLD_{10}$
1	82	61	68%	74%
2	70	60	74%	85%
3	93	78	63%	84%
4	82	69	69%	84%
5	92	79	73%	86%
6	135	111	67%	82%
7	101	87	78%	86%
8	117	90	69%	76%
9	93	76	75%	82%
10	107	96	71%	90%
11	95	73	72%	77%
12	98	80	67%	81%
13	88	69	65%	78%
14	115	88	53%	76%
15	116	79	61%	68%
16	119	90	52%	75%
Mínimo	70	60	52%	68%
Média	100	80	67%	80%
Máximo	135	111	78%	90%
DP	17	13	7%	6%
CV	17%	16%	11%	7%

Fonte: Autoria própria.

Observa-se que os valores de IVL e IVLD tiveram pouca variação durante os ensaios, com coeficiente de variação de 17% e 16%, respectivamente. Consequentemente, a relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  também tiveram um CV baixo, com 11 e 7%, respectivamente.

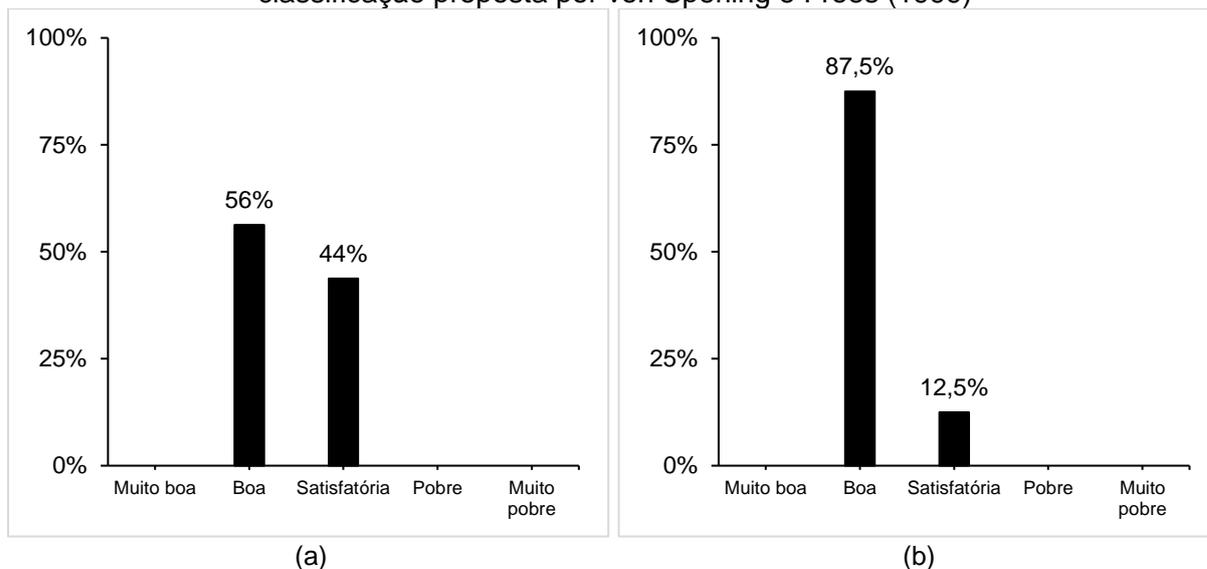
Os resultados obtidos para IVL e IVLD foram comparados com os parâmetros de classificação propostos por von Sperling e Froes (1999) – ver Quadro 06, na seção 3.4.1, e apresentados na Figura 40 e 41.

Figura 40 – Resultados do IVL (a) e IVLD (b), distribuídos entre as faixas de classificação proposta por von Sperling e Froes (1999)



Fonte: Autoria própria.

Figura 41 – Histograma de frequência das análises de IVL (a) e IVLD (b), conforme classificação proposta por von Sperling e Froes (1999)



Fonte: Autoria própria.

Comparando os resultados da Figura 41(a) e (b), pode-se observar que 56% das análises de IVL foram classificadas como “Boa” enquanto que 88% das análises de IVLD obtiveram a mesma classificação. De forma semelhante 44% das análises de IVL foram classificadas como “Satisfatória” enquanto que apenas 13% das análises de IVLD obtiveram a mesma classificação. Tal fato pode ser associado à distorção nos resultados do IVL ocasionada pela elevada concentração de sólidos presente na amostra, sendo esta distorção minimizada quando da diluição da amostra e realização do teste de IVLD (CATUNDA; van HAANDEL, 1992; BERKTAY, 1998; JIN; WILÉN; LANT, 2003; SCHULER; JANG, 2007).

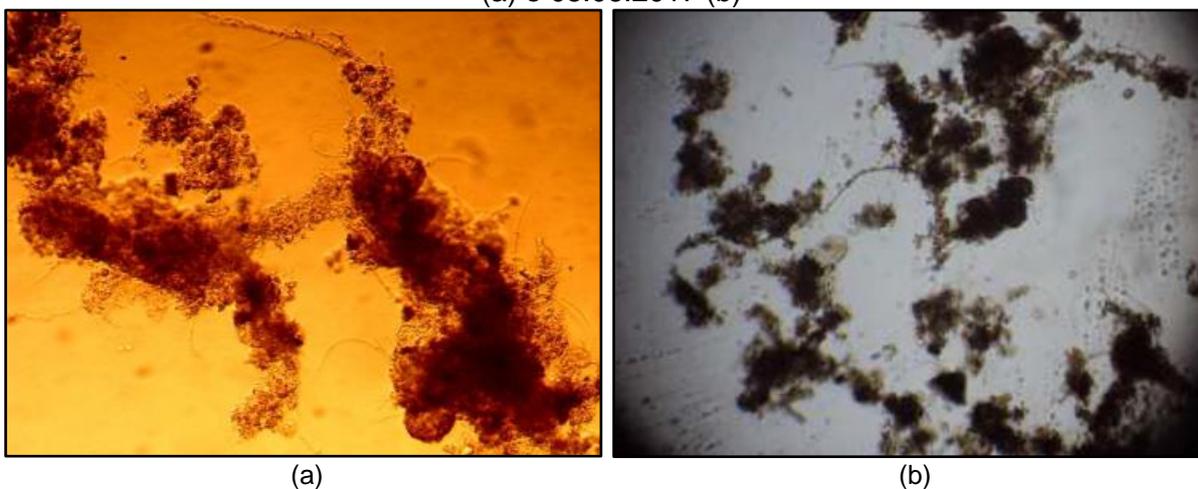
O valor médio de IVL encontrado (100 ml/g) classifica a sedimentabilidade da ETE Mulembá II, durante o período dos ensaios, como “Boa”. Esse resultado se enquadra na faixa de IVL ótima para operação de uma ETE tipo Lodo Ativado (de 80 a 120 ml/g) indicada por Gray (2004). Segundo o mesmo autor e Kruit, Hulsberg e Visser (2002), o resultado encontrado na ETE Mulembá não está associado à ocorrência do fenômeno de *bulking* filamentoso, estando ele relacionado com resultado de IVL superiores a 150 ml/g.

Jin, Wilén e Lant (2003) encontraram IVL médios variando 40 a 260 ml/g, utilizando amostras de sete sistemas (05 esgotos domésticos e 02 industriais) de lodo ativado em Brisbane, Austrália. O menor valor médio de IVL para sistemas de tratamento de esgoto doméstico foi obtido na “ETE Copalaba” com resultados de IVL médio na ordem de 109 ml/g, muito semelhantes ao resultado encontrado nesta pesquisa. Os autores atribuíram esse resultado a estrutura do floco biológico, que, segundo eles, possuíam morfologia densa e muito redonda, compactavam de forma eficiente e mesmo sendo grandes produziam um baixo IVL.

Com relação aos valores encontrados para  $IVL_{30}/IVL_{10}$ , foram obtidos resultados médios em torno de 67%, com máxima de 78%. Categoricamente pode-se afirmar que o lodo biológico da ETE Mulembá II não é granular (SCHWARZENBECK; ERLEY; WILDERER, 2004; de KREUK, KISHIDA; van LOOSDRECHT, 2007; LIU; TAY, 2008; COMA *et al.*, 2012). Para ser indicativo de um sistema com flocos biológicos granulares, Coma *et al.* (2012) citam que essa relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  deve estar o mais próximo de 100%.

Ao realizar uma analogia com a citação de Coma *et al.* (2012), não foi percebido no Ensaio 10 (ensaio com a maior relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  em 90%) um lodo com características similares a de lodo granular (coeficientes de compressibilidades baixos e elevadas velocidades de sedimentação inicial). A possível explicação pode ser extraída dos resultados do monitoramento microbiológico da ETE Mulembá II na semana do Ensaio 10 (ver Figura 42), temos:

Figura 42 – Estrutura do floco biológico observado na ETE Mulembá II nos dias 31.05.2017 (a) e 05.06.2017 (b)



(a)  
Fonte: Tommasi (2017) e Riovivo (2017a).

(b)

Relatório de monitoramento de 31.05.2017 (TOMMASI, 2017, p.3-4):

“Flocos com formato irregular, aspecto firme e estrutura compacta. A predominância de *Tecamebas* (rizópodes) indica bom desempenho do sistema, sendo que os grupos observados (*Arcella* sp., *Euglypha* sp.) caracterizam um sistema com cargas baixas.”

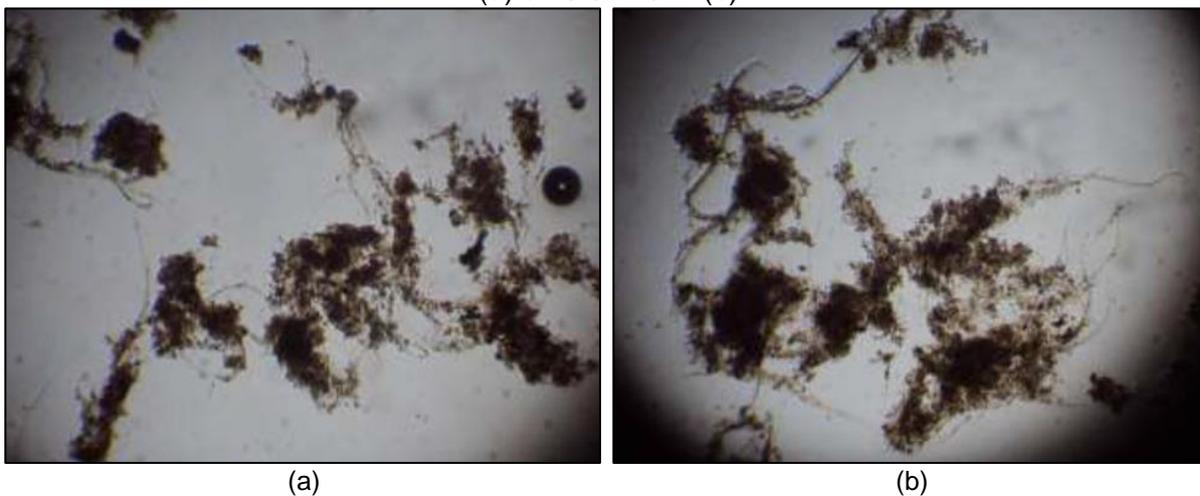
Relatório de monitoramento de 05.06.2017 (RIOVIVO, 2017a, p.1-2):

“Os flocos apresentavam estrutura difusa, formato irregular e presença de filamentos. Os microrganismos dominantes foram os protozoários rizópodes, indicativo de uma boa depuração no sistema, o que corrobora com o resultado de remoção de DBO encontrada, ou seja, 98% de remoção. Apontam também para uma baixa concentração de nitrogênio amoniacal, o que pode ser confirmado através da análise realizada, que apresentou 96% de remoção, apresentando na entrada 49,00 mg/L e na saída 1,90 mg/L.”

Pode-se então confirmar que não foi observada características de granulação do lodo biológico na ETE Mulembá II na semana do Ensaio 10, apesar do floco apresentar estrutura compacta e bons resultados de remoção de matéria orgânica.

Em contrapartida, as menores relações  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$ , foram obtidas respectivamente nos Ensaios 16 (19.07.2017) e 15 (06.07.2017). Conforme será relatado, percebe-se alterações na característica do floco biológico quando comparada às encontradas no Ensaio 10, conforme resultado do monitoramento microbiológico da ETE Mulembá II (ver Figura 43), temos:

Figura 43 – Estrutura do floco biológico observado na ETE Mulembá II nos dias 05.07.2017 (a) e 19.07.2017 (b)



Fonte: Riovivo (2017b) e Riovivo (2017c).

Relatório de monitoramento de 05.07.2017 (RIOVIVO, 2017b, p. 1-2):

“Os flocos apresentavam estrutura difusa e formato irregular. Filamentos em abundância, crescendo dentro e fora dos flocos formando pontes de contato com outros flocos, o que pode comprometer a sedimentabilidade. Os microrganismos dominantes foram os protozoários rizópodes (tecamebas), indicativo de uma boa depuração no sistema, o que corrobora com o resultado de remoção de DBO encontrada, ou seja, 93% de remoção.”

Relatório de monitoramento de 19.07.2017 (RIOVIVO, 2017c, p. 1-2):

“Os flocos apresentavam estrutura difusa e formato irregular. Filamentos em abundância, crescendo dentro e fora dos flocos formando pontes de contato com outros flocos, o que pode comprometer a sedimentabilidade. Os microrganismos dominantes foram os protozoários rizópodes (tecamebas), indicativo de uma boa depuração no sistema, o que corrobora com o resultado de remoção de DBO encontrada, ou seja, 96% de remoção.”

Confirma-se ainda que a relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  não expressa a característica de granulação do lodo biológico da ETE Mulembá II, mas que pode estar relacionada com as características do floco biológico presente no liquor misto. Esta hipótese é confirmada quando se observa a correlação dessa variável com a Contagem de Bactérias filamentosas obtidas nos estudos de Beebe, Jenkins e Daigger, (1982<sup>25</sup>,

---

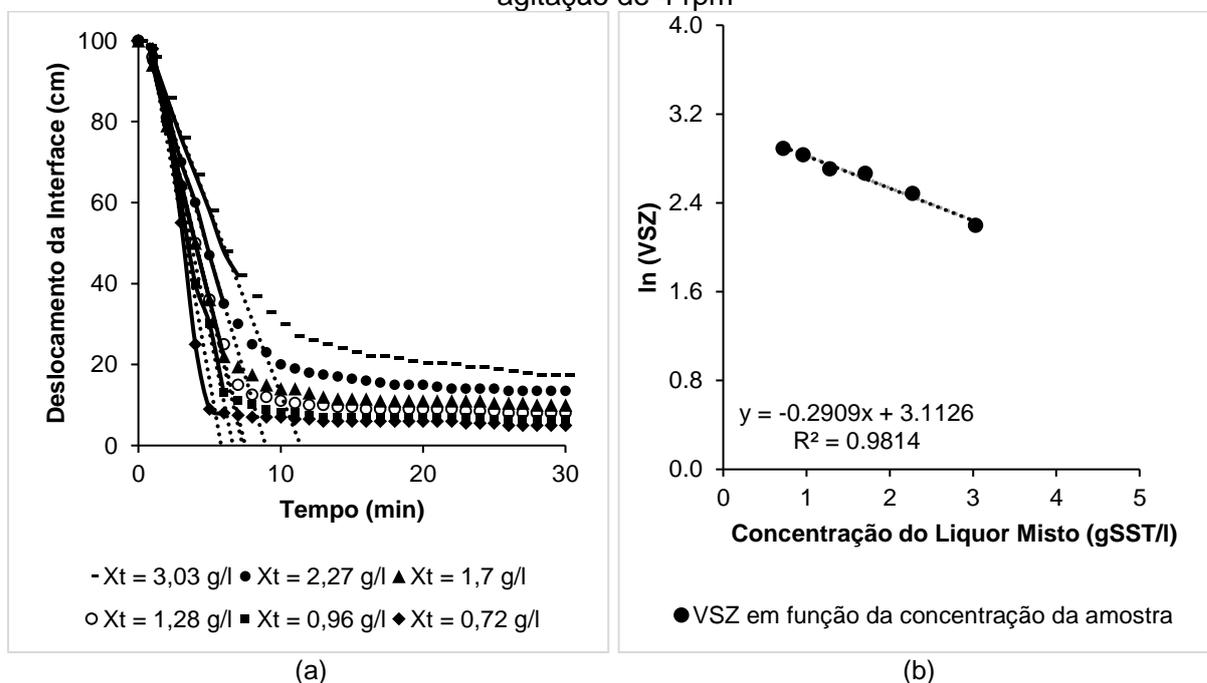
<sup>25</sup> BEEBE, R. D.; JENKINS, D.; DAIGGER, G. T. Activated Sludge Bulking Control at the San Jose/Santa Clara, California, Water Pollution Control Plant. In: **55th Annual Water Pollution Control Conference**, St. Louis, Mo. 1982.

apud JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003) e Jin, Wilén e Lant (2003), bem como neste estudo (a ser apresentada na seção 5.3.1).

## 5.2.2. Ensaios de Velocidade de Sedimentação em Zona (VSZ)

Os ensaios de VSZ foram realizados no período de 17.02.2017 a 19.07.2017, totalizando também 16 campanhas de monitoramento (Ensaios 1 a 16), com as mesmas amostras coletadas para o ensaio de determinação do IVL, provenientes dos Tanque de Aeração contínua B ou D (variando de acordo com a fase da planta de tratamento de esgoto) da ETE Mulembá II, portanto em condições similares do liquor misto. Na Figura 44 estão apresentadas as curvas típicas de um dos ensaios realizados e a correlação semilog para obter as constantes de Vesilind. Os dados sobre data de coleta de liquor misto, o ponto de coleta e o tempo da fase de sedimentação da ETE Mulembá II, assim como os demais resultados gráficos para os demais 15 ensaios estão apresentados integralmente no APÊNDICE A.

Figura 44 – Diagrama do Ensaio 09 de sedimentabilidade (a) e correlação semilog (b) com agitação de 4 rpm



Fonte: Autoria própria.

Observa-se, nos gráficos (b) das Figuras A.1 a A.16 no APÊNDICE A, uma correlação muito forte entre os valores encontrados nos testes, apresentando coeficiente de correlação ( $R^2$ ) entre 0,9593 e 0,9940 para os 16 ensaios realizados, também apresentados na Tabela 07. Esses resultados refletem a qualidade do ajuste do

modelo proposto por Vesilind (1968), sendo ele adequado para descrever a sedimentabilidade do lodo da ETE Mulembá II.

As medições de VSZ permitiram identificar os quatro diferentes regimes de sedimentação, normalmente observados em testes de coluna utilizando liquor misto de lodo ativado (RAMIN *et al.*, 2014), quais sejam: *lag*, em zona, de transição e por compressão. Ressalta-se, entretanto, que a fase *lag* (retardamento da sedimentação), ao contrário do observado nos estudos de Paula (2014) e Ramim *et al.* (2014), foi inferior ou igual a 2 minutos de sedimentação em 94% dos ensaios, indicando que as partículas presentes no liquor misto interagem rapidamente com as partículas no entorno e assumem a configuração de manto, deixando nítida a interface sólido-líquido na coluna de sedimentação. Na Tabela 07 estão compilados os valores de  $k$  e  $v_0$ , bem como análise descritiva das variáveis obtidas nos 16 ensaios de sedimentabilidade realizados na ETE Mulembá II.

Tabela 07 – Valores de  $k$  e  $v_0$  obtidos nos 16 ensaios de realizados na ETE Mulembá II, com agitação de 4 rpm

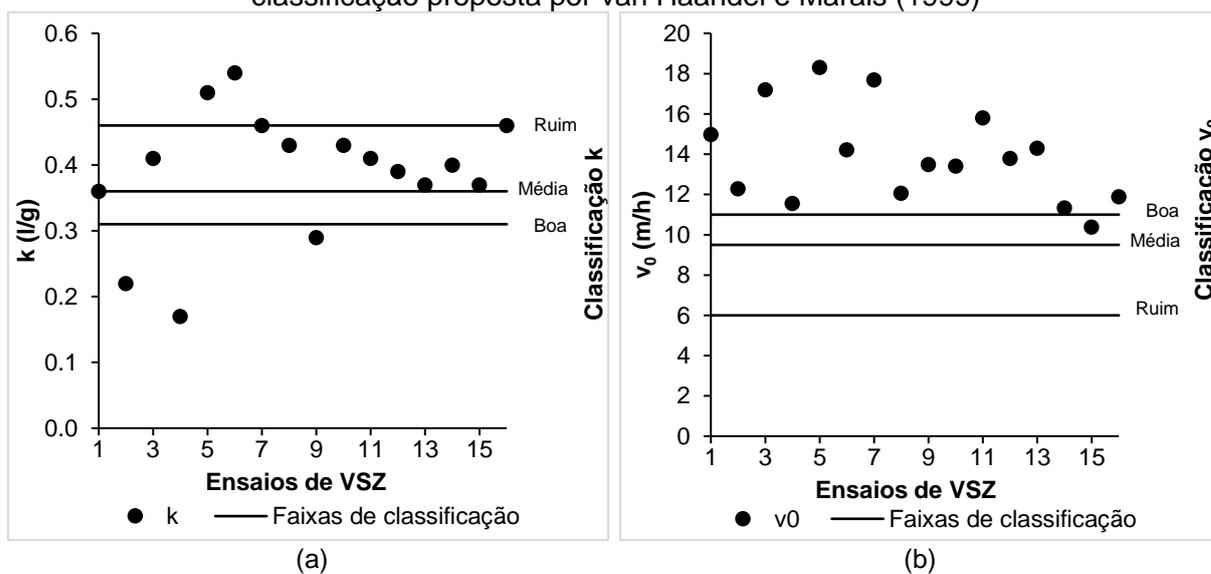
Ensaio	R <sup>2</sup>	k		v <sub>0</sub>	
		l/g	m/h	l/g	m/h
1	0,959	0,36	14,98		
2	0,969	0,22	12,29		
3	0,984	0,41	17,20		
4	0,982	0,17	11,56		
5	0,980	0,51	18,31		
6	0,990	0,54	14,22		
7	0,986	0,46	17,70		
8	0,971	0,43	12,07		
9	0,981	0,29	13,49		
10	0,976	0,43	13,41		
11	0,978	0,41	15,81		
12	0,988	0,39	13,80		
13	0,988	0,37	14,31		
14	0,983	0,40	11,34		
15	0,994	0,37	10,39		
16	0,982	0,46	11,90		
Mínimo	0,959	0,17	10,39		
Média	0,981	0,39	13,92		
Máximo	0,994	0,54	18,31		
Desvio Padrão	-	0,10	2,37		
Coeficiente de Variação	-	25%	17%		

Fonte: Autoria própria.

Observa-se que os valores da constante  $k$  tiveram maior variação durante os ensaios, quando comparado com os valores de  $v_0$ , com coeficiente de variação de 25% e 17%, respectivamente. Esse resultado foi divergente do encontrado por Paula (2014), cujos coeficientes de variação (CV) encontrados foram 15% e 26%, respectivamente.

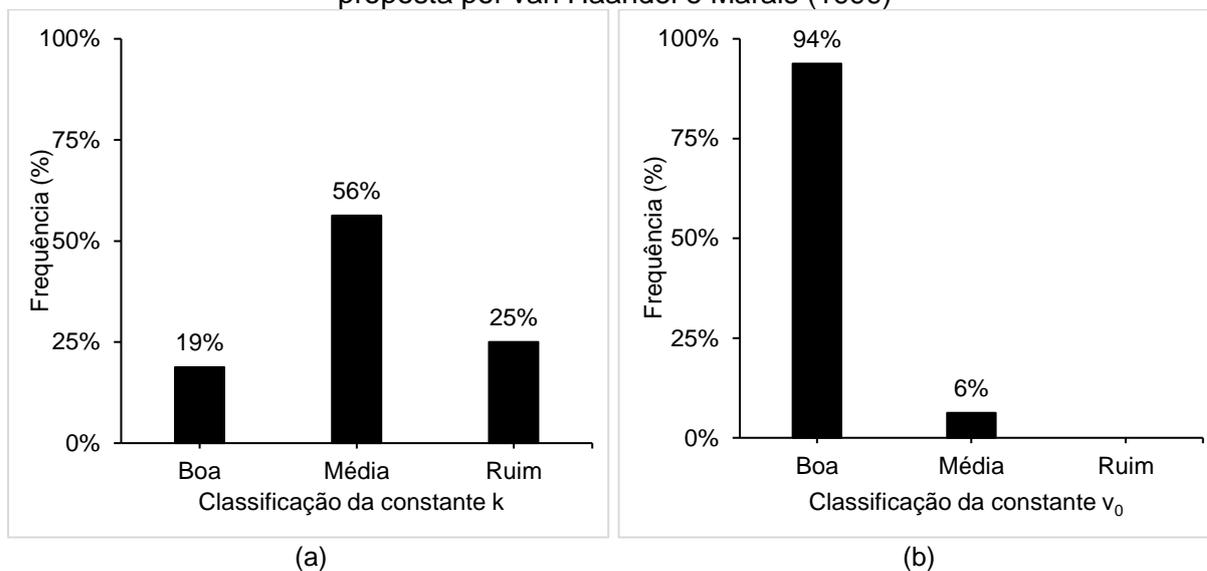
Os valores das constantes  $k$  e  $v_0$  comparados com os parâmetros de classificação propostos por van Haandel e Marais (1999), ver Quadro 09, na seção 3.4.2, estão apresentados na Figura 45 e 46. Na Figura 46(a) observa-se que 75% das análises obtiveram uma constante  $k$  com classificação de “Média” ou “Boa” qualidade de compressibilidade da biomassa. Já 100% dos valores da constante  $v_0$  tiveram classificação “Média” ou “Boa” velocidade inicial de sedimentação da biomassa, ressaltando que 94% delas obtiveram classificação de “Boa”, conforme apresentado na Figura 46(b). Dessa forma, pode-se afirmar que a ETE Mulembá II possui um lodo com média capacidade de compressão da biomassa (um lodo que apresenta um bom adensamento quando sedimentado no decantador secundário) e uma boa velocidade de sedimentação (resultando numa rápida na deposição do manto de lodo no fundo do decantador secundário).

Figura 45 – Resultados das constantes  $k$  (a) e  $v_0$  (b), distribuídos entre as faixas de classificação proposta por van Haandel e Marais (1999)



Fonte: Autoria própria.

Figura 46 – Histograma de frequência das análises de  $k$  (a) e  $v_0$  (b), conforme classificação proposta por van Haandel e Marais (1999)



Fonte: Autoria própria.

Não foi localizado na literatura resultados de ensaio de sedimentabilidade de lodo para sistema de lodo ativado com tecnologia similar à adotada na ETE Mulembá II (Lodo ativado tipo UNITANK). Entretanto, Paula (2014) operou três sistemas de lodo ativado tipo RBS unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT, amostrando liquor misto na tentativa de avaliar a sedimentabilidade de liquor misto em colunas de sedimentação (experimento estático) conforme resultados apresentados na Tabela 08.

Tabela 08 – Valores das constantes  $k$  e  $v_0$  encontrados por Paula (2014) e seus respectivos coeficientes de variação

Variáveis		RBS Unitário		RBS Câmaras Dedicadas		UCT	
		Etapa I	Etapa II	Etapa I	Etapa II	Etapa I	Etapa II
$k$ (l/g)	média	0,32	0,42	0,44	0,45	0,46	0,43
	CV	8%	8%	9%	14%	15%	13%
$v_0$ (m/h)	média	11	13	12	16	8	12
	CV	21%	17%	26%	26%	15%	17%

Nota: Etapa I (8 ensaios) – sistema alimentado apenas com esgoto bruto. Etapa II (10 ensaios) – Sistema alimentado com esgoto bruto enriquecido com matéria orgânica e maior vazão do sistema. Legenda: RBS – Reator em Batelada Sequencial; UCT – Reator de Fluxo Contínuo chamado *University of Cape Town*.

Fonte: Elaborado a partir de Paula (2014).

Percebe-se que os valores obtidos por Paula (2014) para a constante  $k$  são ligeiramente superiores, enquanto que os de  $v_0$  são menores, quando comparados aos valores encontrados neste estudo. Os resultados corroboram com o fato de que, como o sistema em Batelada Sequencial, objeto de estudo de Paula (2014), operarem com decréscimo de carga orgânica do início ao fim da batelada, o lodo geralmente tende a ser mais floculento, descrevendo maiores coeficientes de compressibilidades

(k) e menores coeficientes de velocidades de sedimentação ( $v_0$ ). Dessa forma, percebe-se que o lodo da ETE Mulembá II apresenta melhor compressibilidade e maior velocidade de sedimentação da biomassa. O autor ainda destaca não ter encontrado diferenças para as constantes de Vesilind (k e  $v_0$ ) quando aferidas em testes estático (como realizado neste estudo) e dinâmico.

Jin, Wilén e Lant (2003) encontraram velocidades de sedimentação médias variando 0,3 a 6,6 m/h, utilizando amostras de sete sistemas (05 sistemas aplicados para esgoto doméstico e 02 para efluentes industriais) de lodo ativado em Brisbane, Austrália. Os maiores valores de velocidade de sedimentação foram obtidos na planta de tratamento de lixiviado “ETE Dica”, seguida pela planta de tratamento de esgoto doméstico da “ETE Copalaba” com velocidade média de 5,94 e 4,02 m/h, respectivamente. Os resultados obtidos nestes dois estudos são menores que os valores de  $v_0$  encontrados na ETE Mulembá II (média de 13,92 m/h).

### 5.3. FATORES QUE INFLUENCIARAM NA SEDIMENTABILIDADE DE LODO DA ETE MULEMBA II

Para identificar os principais fatores que interferem nas propriedades de separação sólidos-líquido do lodo da ETE Mulembá II, as variáveis estudadas foram avaliadas seguindo dois momentos: i) avaliação segundo o histórico de monitoramento da ETE Mulembá II, compreendido entre março de 2012 e julho de 2017; ii) avaliação segundo os resultados obtidos durante os ensaios de sedimentabilidade de lodo (IVL e suas derivações e as constantes de Vesilind). Em ambos os momentos, as variáveis foram submetidas às análises de correção de Pearson (para variável paramétrica) ou teste Kruskal-Wallis (para variável não-paramétrica).

Os resultados das correlações foram apresentados em duas subseções: i) serão apresentados os resultados de correlação significativas entre as variáveis secundárias, previamente selecionadas e apresentadas no Quadro 15 (seção 4.4) e as variáveis dependentes  $IVL_{ETE}$ ,  $IVL_{Ensaio}$ ,  $IVLD$ , Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  e concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) no efluente da ETE Mulembá II; ii) serão apresentados os resultados de correlação significativas entre as variáveis secundárias, previamente selecionadas e apresentadas no Quadro 15 (seção 4.4) e

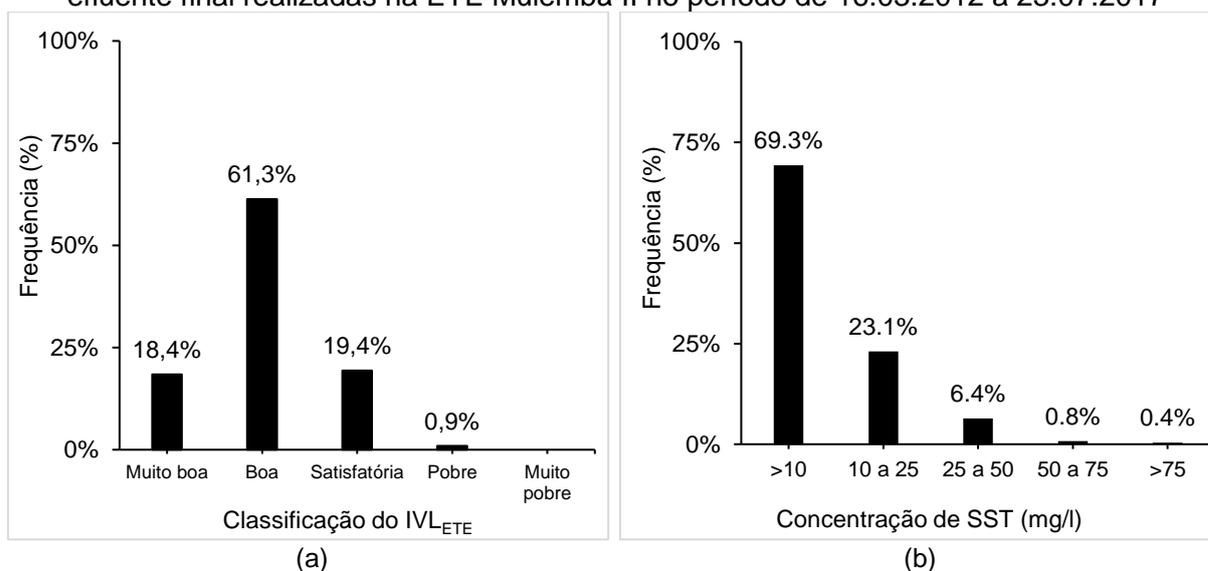
as variáveis primárias dependentes:  $k$  e  $v_0$  (constantes de Vesilind) obtidas nos ensaios de sedimentabilidade de lodo da ETE Mulembá II.

### 5.3.1. Correlação entre o IVL e suas derivações e os dados de monitoramento da ETE Mulembá II

Os dados de monitoramento mensurados nas rotinas de operação da ETE Mulembá II no período de 16.03.2012 a 23.07.2017 foram submetidos à análise estatística descritiva (Tabela C.1 do APÊNDICE C), bem como à análise de correlação entre as variáveis dependentes secundárias:  $IVL_{ETE}$ , a concentração de sólidos suspensos totais (SST) no efluente final e variáveis dependentes primárias:  $IVL_{Ensaio}$ ,  $IVLD$ , Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e Relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$ . Ressalta-se, entretanto, que as correlações com as variáveis dependentes primárias consideraram o período de 17.02.2017 a 19.07.2017, com 16 dados para cada série analisada.

Na Figura 47(a) é possível analisar a frequência dos resultados do  $IVL_{ETE}$  (totalizando 754 registros), conforme classificação proposta por von Sperling e Froes (1999) e na Figura 47(b), a frequência dos resultados de SST (264 registros).

Figura 47 – Histograma de frequência das análises de  $IVL_{ETE}$  (a) e concentração SST no efluente final realizadas na ETE Mulembá II no período de 16.03.2012 a 23.07.2017



Fonte: Autoria própria.

Verifica-se que 79% das análises de IVL (Figura 47(a)) foram classificadas como “Boa” a “Muito boa”, podendo assim verificar que a ETE Mulembá II possui boas condições de sedimentabilidade de lodo. Jordão e Pessoa (2011) atribuem a estas faixas de IVL

características de efluente boa e sem turbidez, fato este comprovado pelos resultados de SST no efluente final (Figura 47(b)) que em 92,4% do tempo ficou abaixo de 25 mg SS/l, sendo que em 69,3% abaixo de 10 mg SST/l.

Conforme apresentado na Figura 41 (seção 5.2.1), pode-se observar que 56% e 88% das análises de  $IVL_{\text{Ensaio}}$  e  $IVLD$  foram classificadas como “Boa”. Da mesma forma, 44% e 13% das análises de  $IVL_{\text{Ensaio}}$  e  $IVLD$  obtiveram classificação “Satisfatória”.

Ao correlacionar os resultados das variáveis dependentes secundárias ( $IVL_{\text{ETE}}$  e SST no efluente final) e das primárias ( $IVL_{\text{Ensaio}}$ ,  $IVLD$ , Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$ ) com os valores registrados para as variáveis de operação da ETE Mulembá II (a descrição das variáveis estão no Quadro 15, na seção 4.4), foram encontradas correções significativas conforme apresentado na Tabela 09 (a análise completa está apresentada na Tabela C.1 do APÊNDICE C). Na Tabela 09, os valores em negrito foram destacados para descrever as correlações que se apresentaram significativas ( $\text{valor-}p < 0,05$ ).

Tabela 09 – Valores das correlações significativas e os respectivos *valor-p* mensurados a partir das variáveis IVL e SST no efluente final

Variáveis dependentes		IVL <sub>ETE</sub>			Efluente SST			IVL <sub>Ensaio</sub>			IVLD			IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>10</sub>			IVLD <sub>30</sub> /IVLD <sub>10</sub>		
Variáveis independentes		Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N
Esgoto Bruto	Vazão de entrada	<b>0,186</b>	0,00	715	-0,094	0,13	262	-0,252	0,35	16	-0,270	0,31	16	0,109	0,69	16	-0,116	0,67	16
	Temperatura	<b>0,099</b>	0,01	709	0,074	0,23	262	-0,350	0,18	16	-0,237	0,38	16	<b>0,517</b>	0,04	16	0,408	0,12	16
	pH	-0,028	0,45	711	<b>0,121</b>	0,05	264	0,037	0,89	16	0,010	0,97	16	-0,190	0,48	16	-0,007	0,98	16
	Condutividade	-0,036	0,73	93	<b>0,431</b>	0,02	31	0,231	0,39	16	0,355	0,18	16	0,351	0,18	16	0,258	0,34	16
	Cloreto	0,062	0,71	39	<b>0,387</b>	0,04	29	-0,387	0,14	16	-0,328	0,21	16	0,277	0,30	16	0,390	0,14	16
Efluente Tratado	Vazão	<b>0,223</b>	0,00	715	-0,083	0,18	262	-0,434	0,09	16	-0,430	0,10	16	0,139	0,61	16	-0,134	0,62	16
	pH	<b>-0,150</b>	0,00	709	<b>-0,145</b>	0,02	263	0,023	0,93	16	0,015	0,96	16	-0,085	0,75	16	-0,398	0,13	16
	Temperatura	<b>0,087</b>	0,02	708	0,062	0,32	262	-0,341	0,20	16	-0,209	0,44	16	<b>0,523</b>	0,04	16	<b>0,542</b>	0,03	16
	Cloreto	-0,304	0,10	30	<b>0,492</b>	0,01	25	-0,251	0,35	16	-0,202	0,45	16	0,184	0,50	16	0,370	0,16	16
	S.Sed.	0,040	0,35	541	<b>0,324</b>	<0,01	214	-0,219	0,42	16	-0,214	0,43	16	0,034	0,90	16	-0,055	0,84	16
	OD	<b>-0,319</b>	<0,01	680	0,002	0,97	254	-0,451	0,08	16	-0,304	0,25	16	0,441	0,09	16	0,342	0,20	16
	SSV	0,018	0,78	253	<b>0,935</b>	<0,01	256	-0,250	0,37	15	-0,215	0,44	15	0,091	0,75	15	0,224	0,42	15
	SST	-0,006	0,92	261	-	-	-	0,497	0,06	15	<b>0,543</b>	0,04	15	0,096	0,73	15	0,251	0,37	15
	DBO	<b>0,306</b>	<0,01	256	<b>0,505</b>	<0,01	247	-0,296	0,27	16	-0,381	0,15	16	-0,047	0,86	16	0,165	0,54	16
	Remoção DBO	-0,081	0,20	256	<b>-0,685</b>	<0,01	247	0,186	0,49	16	0,376	0,15	16	0,353	0,18	16	-0,037	0,89	16
	DQO	0,046	0,46	256	<b>0,567</b>	<0,01	247	-0,403	0,12	16	-0,392	0,13	16	0,168	0,53	16	0,362	0,17	16
	NT	<b>0,510</b>	0,00	119	-0,047	0,63	108	0,018	0,95	16	0,192	0,48	16	0,382	0,14	16	0,383	0,14	16
	NTK	<b>0,580</b>	0,00	120	-0,003	0,98	109	-0,079	0,77	16	-0,094	0,73	16	-0,060	0,83	16	0,097	0,72	16
	N-NH <sub>4</sub>	<b>0,366</b>	0,00	113	-0,015	0,88	102	-0,113	0,68	16	-0,237	0,38	16	-0,328	0,22	16	<b>-0,664</b>	0,01	16
	R.Anóxico	N-NO <sub>3</sub>	<b>-0,383</b>	0,00	236	-0,043	0,54	209	0,269	0,31	16	0,378	0,15	16	0,285	0,28	16	0,327	0,22
Reator Aeróbio	OD	<b>-0,107</b>	0,00	727	0,012	0,85	264	<b>0,586</b>	0,02	16	<b>0,495</b>	0,05	16	-0,425	0,10	16	-0,143	0,60	16
	SST	<b>-0,420</b>	0,00	754	-0,119	0,05	264	-0,350	0,20	15	<b>-0,517</b>	0,05	15	-0,377	0,17	15	-0,033	0,91	15
	SSV	<b>-0,307</b>	0,00	712	<b>-0,142</b>	0,02	256	-0,318	0,25	15	-0,479	0,07	15	-0,449	0,09	15	-0,292	0,29	15
	S. Sed	<b>0,493</b>	0,00	754	<b>-0,126</b>	0,04	261	0,015	0,96	15	-0,287	0,30	15	<b>-0,699</b>	0,00	15	-0,407	0,13	15
	N-NO <sub>3</sub>	<b>-0,258</b>	0,00	236	-0,070	0,32	209	-0,076	0,78	16	0,067	0,81	16	0,319	0,23	16	0,191	0,48	16
	SSV/SST	<b>0,363</b>	0,00	712	-0,073	0,24	256	-0,239	0,39	15	-0,288	0,30	15	-0,219	0,43	15	-0,328	0,23	15
	Cont. Bac. Filament.	<b>0,467</b>	0,00	100	0,195	0,13	61	0,346	0,21	15	0,094	0,74	15	<b>-0,564</b>	0,03	15	<b>-0,501</b>	0,05	15
Processo - dados calculados	A/M	<b>0,290</b>	0,00	245	-0,002	0,97	238	0,471	0,08	15	<b>0,600</b>	0,02	15	0,342	0,21	15	0,204	0,47	15
	Remoção de DBO	0,001	0,99	255	<b>-0,184</b>	0,00	246	0,226	0,40	16	0,407	0,12	16	0,412	0,11	16	0,210	0,44	16
	Remoção de DQO	0,072	0,25	256	<b>-0,142</b>	0,03	247	-0,102	0,71	16	0,178	0,51	16	<b>0,660</b>	0,01	16	<b>0,567</b>	0,02	16
	Remoção de NH <sub>4</sub>	<b>0,263</b>	0,01	113	-0,171	0,09	102	0,322	0,22	16	0,449	0,08	16	0,126	0,64	16	0,243	0,37	16
	TES	<b>0,194</b>	0,00	711	-0,092	0,14	262	-0,145	0,59	16	-0,152	0,58	16	0,107	0,69	16	-0,162	0,55	16
	CSA	<b>-0,315</b>	0,00	712	<b>-0,139</b>	0,02	262	-0,351	0,20	15	-0,492	0,06	15	-0,247	0,37	15	-0,104	0,71	15

Fonte: Autoria própria.

Buscando analisar a influência da variável qualitativa Clima (Bom, Nublado e Chuvoso) nas condições de sedimentabilidade do lodo, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis, por meio do qual foi possível observar que há uma diferença na variável  $IVL_{ETE}$  em relação ao Clima, ou seja, rejeita-se a hipótese nula de que o Clima não interfere na sedimentabilidade de lodo (como pode ser confirmado pelo *valor-p* menor que 0,05 apresentado na Tabela 10). No entanto, somente com o teste de Kruskal-Wallis não é possível verificar qual das condições do Clima (Chuvoso, Nublado ou Bom) apresentaram comportamentos distintos entre si.

Tabela 10 – *Valor-p* mensurados no teste de Kruskal-Wallis a partir da variável independente “Clima”

Origem da informação	Variável Dependente	Variável “Clima”
		<i>valor-p</i>
Dado Secundário	$IVL_{ETE}$	<b>&lt;0,001</b>
	SST	0,457
Dado Primário	k	0,128
	$v_0$	0,601
	$IVL_{Ensaio}$	0,584
	IVLD	0,772
	Relação $IVL_{30}/IVL_{10}$	0,083
	Relação $IVLD_{30}/IVLD_{10}$	0,130

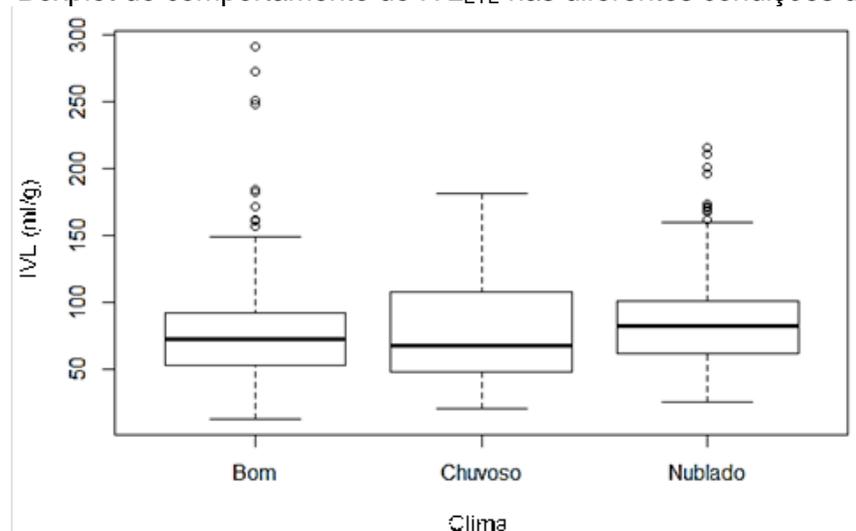
Fonte: Autoria própria.

Para analisar quais condições do Clima possuíram comportamentos distintos entre si, foi utilizado um teste *a posteriori* denominado Teste de Dunn. Por meio deste teste foi possível verificar que há diferença entre as médias de  $IVL_{ETE}$  nas condições de Nublado para Chuvoso e Nublado para Bom. Na Tabela 11 estão compilados os *valor-p* dessa análise. A Figura 48 apresenta um *boxplot* com o comportamento dos dados nas diferentes condições de clima.

Tabela 11 – *Valor-p* mensurados no teste de Dunn a partir da variável Clima

Variável	Clima	Bom	Chuvoso
$IVL_{ETE}$	Chuvoso	0,491	-
	Nublado	<b>0,000</b>	<b>0,008</b>

Fonte: Autoria própria.

Figura 48 – Boxplot do comportamento do  $IVL_{ETE}$  nas diferentes condições de clima

Fonte: Autoria própria.

Os valores de  $IVL_{ETE}$  para o clima chuvoso apresentaram a maior amplitude interquartis, indicando uma maior variabilidade de resultados para essa condição de clima, sendo seus dados positivamente assimétricos (mediana próxima do primeiro quartil).

O sistema hidráulico de um decantador secundário pode mudar, por exemplo, muito rápido devido à ocorrência de um evento de chuva (VANDERHASSELT; VERSTRAETE, 1999). A velocidade do líquido na planta de tratamento muda consideravelmente devido a picos de vazão devido à infiltração de água de chuva e, conseqüentemente os processos bioquímicos são afetados em resultado de alterações no tempo de detenção hidráulica e da temperatura (WILÉN *et al.*, 2008; PLÓSZ *et al.* 2011; TORFS, *et al.*, 2017).

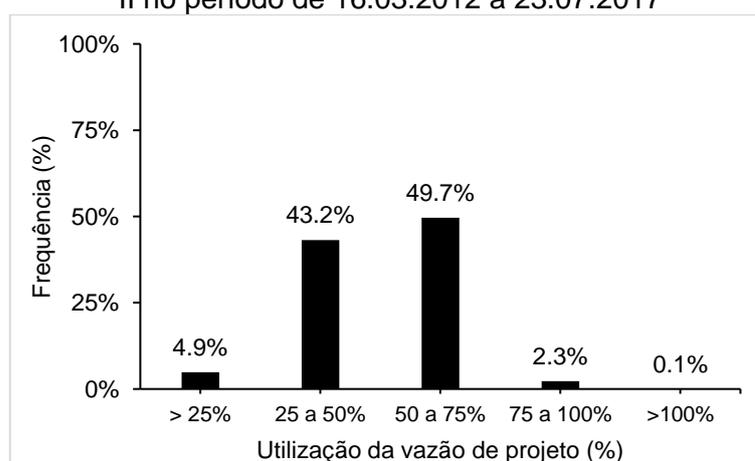
No estudo de desempenho da planta de tratamento realizado por Semblante *et al.* (2016), foi verificado que as características do efluente tinham uma grande variação devida a diluição das águas residuais por água da chuva. De forma semelhante Graveleau, Cotteux e Dechene (2005) observaram que 80% dos eventos de valores elevados de IVL podem ser associados a diluição do efluente por água de chuva ou variações de fluxo hidráulico.

De maneira semelhante, as variáveis Vazão de entrada (esgoto bruto) e saída (efluente tratado) apresentaram correlação positiva de intensidade fraca com a variável  $IVL_{ETE}$  (0,186 e 0,223). Ou seja, quanto maior a vazão, maior também o valor de IVL. De maneira semelhante, o  $IVL_{ETE}$  também apresentou correlação positiva fraca

(0,194) com a Taxa de Escoamento Superficial no decantador secundário (TES). Segundo von Sperling (2002), a TES indica a taxa de aplicação hidráulica transcrita como velocidade ascendente do fluido no decantador secundário. De acordo com o autor, se a velocidade de sedimentação do lodo biológico for menor que a TES, ele não conseguirá sedimentar, podendo haver espessamento da manta de lodo e até mesmo arraste de sólidos no efluente final. Foot e Robinson (2003) alertam que cargas hidráulicas excessivas podem reduzir o tempo de detenção hidráulica nos decantadores secundários, prejudicando assim as condições de sedimentação e compressão da biomassa. Ainda segundo os autores, essa situação é muito comum em condições de chuvas.

Neste estudo não foi encontrada relação significativa entre as vazões de entrada e saída e a concentração de SST no efluente tratado, indicando não haver arraste de sólidos no efluente final em função de vazões de pico ou sobrecarga hidráulica. Ressalta-se, entretanto, que a ETE Mulembá II operou em 97,7% do tempo abaixo de 75% da vazão de projeto (31.104 m<sup>3</sup>/dia), tendo apenas um evento superior à vazão média de projeto (31.915 m<sup>3</sup>/dia em 08.12.2016 como pode ser visualizado na Figura 49). Para maior confiabilidade dessa informação, as vazões de entrada deveriam estar expressas em m<sup>3</sup>/h, indicando assim os picos de vazão durante os períodos de maior geração de esgoto bruto, bem como a duração dos mesmos.

Figura 49 – Histograma de frequência da vazão de estrada (esgoto bruto) da ETE Mulembá II no período de 16.03.2012 a 23.07.2017



Fonte: Autoria própria.

O  $IVL_{ETE}$  e o  $IVL_{Ensaio}$  apresentaram correlação negativa moderada (-0,420 e -0,517) com a concentração de sólidos suspensos totais (SST) no liquor misto do tanque de aerção, ou seja, quanto maior foi o SST, menor o valor de IVL. Esse resultado era

esperado, visto que o valor numérico do IVL é inversamente proporcional a concentração de SST (ver Equação 10 – seção 3.4.1). A correlação apresentada neste estudo aponta que o aumento da concentração de SST no liquor misto, não ocasionou aumento da altura da interface sólidos-líquido após 30 minutos de sedimentação. De forma a contribuir com a análise acima, a variável SST no liquor misto apresentou correlação inversamente proporcional, mas fraca, à concentração de SST no efluente final (-0,119), indicando que à medida que se aumenta a concentração de SST no liquor misto, há uma melhora da sedimentação do lodo no decantador secundário e uma conseqüente redução de SST no efluente final. Essa afirmação pode ser validada pela correlação também negativa encontrada entre o SST no liquor misto e a constante  $k$  (detalhada – seção 5.3.2).

Em contrapartida, o IVLD apresentou correlação positiva moderada (0,543) com a concentração de SST no efluente final, ou seja, quanto maior foi o IVLD, maior também o valor de SST no efluente. No período do monitoramento o SST variou entre 36 e 10 mg/l. Jordão e Pessoa (2011) fazem uma relação dos valores de IVL e a característica do efluente (ver Quadro 05 – seção 3.4.1), na qual observam que a medida que o valor de IVL aumenta, a qualidade do efluente diminui na mesma proporção, ocasionada por uma provável perda de lodo no efluente final da estação.

Da mesma forma a concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no liquor misto apresentou correlação negativa moderada (-0,307) com o  $IVL_{ETE}$  e correlação fraca (-0,142) com SST no efluente, ou seja, quanto maior foi o SSV no liquor misto, menor foi o valor de IVL e a concentração de SST no efluente final.

Por outro lado, a relação SSV/SST, indicativa da fração de lodo ativo no liquor misto, apresentou uma correlação positiva fraca com o  $IVL_{ETE}$  (0,363), ou seja, quanto maior foi a relação SSV/SST, maior valor de IVL. Segundo van Haandel e Marais (1999), liquor misto com uma fração alta de lodo ativo apresenta elevados valores de  $IVL_{A_{3,5}}$ . Dessa forma, os autores explicam que quanto mais alta a fração de lodo ativo pior a sedimentabilidade de lodo.

Corroborando com essa afirmação, a concentração de SSV no efluente final apresentou uma correlação positiva muito forte (0,935) com a concentração de SST também no efluente final. Esta correlação está relacionada com a composição do SST. Ele é o somatório da concentração de sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos

fixos. Dessa forma, a correlação apresentada indica que há uma variação proporcional e positiva entre as grandezas SST e SSV.

Com tendência semelhante a concentração de sólidos sedimentáveis no efluente apresentou correlação positiva moderada (0,324) com a mesma variável (SST no efluente). A designação de sólidos sedimentáveis é aplicada a sólidos em suspensão no líquido que sedimentam em condição de repouso, por um determinado período, devido a ação da gravidade. No esgoto doméstico cerca de 60% dos sólidos em suspensão no líquido são sedimentáveis (METCALF; EDDY, 2016), estando assim justificada a correlação positiva e proporcional entre as duas variáveis. De forma semelhante a variável  $IVL_{ETE}$  e Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  apresentaram correção positiva moderada (0,493) e negativa forte (-0,699) com a variável Sólidos Sedimentáveis no liquor misto no reator aeróbio.

A variável Temperatura do esgoto bruto e do efluente apresentou correlação positiva fraca (0,099 e 0,087) com a variável  $IVL_{ETE}$ , ou seja, quanto maior a temperatura, maiores foram os valores de IVL. Essa relação também foi encontrada nos estudos realizados por Cetin e Surucu (1990) e por Krishna e van Loosdrecht (1999), que registraram elevação nos valores de IVL, a medida que se aumentava a temperatura do efluente. Essa relação se deve à influência da temperatura sobre a composição microbiana do lodo ativado, redução da capacidade de biofloculação e até mesmo ocasionar curto-circuito hidráulico entre diferentes camadas de temperatura em um tanque de sedimentação ou reator de aeração (CETIN; SURUCU, 1990; de KRISHNA; van LOOSDRECHT, 1999; GRAVELEAU; COTTEUX; DECHENE, 2005; JONES; SCHULER, 2010; AMANATIDOU *et al.*, 2015; YANG; ZHAO; DU, 2017).

Por outro lado, as variáveis primárias relações  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  apresentaram correlações positiva moderada (0,523 e 0,542) com as variáveis Temperatura efluente, respectivamente. Dessa forma, afirma-se que quanto maior a temperatura do líquido, maior foram as relações  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$ , demonstrando melhores característica de sedimentação da biomassa. No período do monitoramento a temperatura do efluente variou entre 22,5°C e 30,9°C, amplitude de 8,4°C. Esse resultado contradiz o estudo realizado por Cetin e Surucu (1990) e por Krishna e van Loosdrecht (1999), entretanto cabe ressaltar que no estudo realizado por Cetin e Surucu (1990) o IVL manteve-se dentro da classificação de “boa” sedimentação até 30°C (ver Tabela 1 – seção 3.5.2).

Com relação ao pH no efluente final, o  $IVL_{ETE}$  apresentou correlação negativa muito fraca (-0,307) e o SST do efluente final apresentou correlação muito fraca (-0,145). Dessa forma, afirma-se que quanto maior o valor do pH do líquido, há uma melhora da sedimentação do lodo no decantador secundário (menores valores de IVL) e uma consequente redução de SST no efluente final. Essa analogia é coerente com o resultado da pesquisa de Cetin e Surucu (1990). Os autores verificaram que à medida que aumentavam o pH no liquor misto, a capacidade de floculação das bactérias aumentava, bem como a velocidade de sedimentação em zona, enquanto que os valores de IVL diminuía. Segundo Richard, Brown e Collins (2003), baixos valores de pH (menores que 6) fazem com que haja formação de flocos dispersos (*pin-floc*) e uma consequente turvação do efluente dos decantadores secundários.

Com a relação à correlação verificada em as variáveis  $IVL_{ETE}$  e  $IVLD$  e a variável independente relação alimento/microrganismo (A/M), verifica-se uma correlação positiva fraca (0,290) e positiva forte (0,600), respectivamente. Ou seja, quanto maior foi a A/M, maior o valor de IVL. Os resultados obtidos vão de encontro aos resultados obtidos por Takács e Fleit (1995) e Jenkins, Richard e Daigger (2003), os quais descrevem que a baixa relação A/M estimula o crescimento de bactérias filamentosas no lodo biológico, o que ocasionaria uma redução da capacidade de compressão da manta de lodo e consequentemente aumento no IVL. Segundo Martins *et al.* (2003), as bactérias filamentosas crescem em um ou dois sentidos do filamento, conferindo a elas vantagem competitiva, já que conseguem crescer para o exterior do floco e ganham fácil acesso ao substrato contido na massa líquida. Graveleau, Cotteux e Dechene (2005) afirmam que a baixa carga orgânica foi considerada responsável pela situação de crescimento de bactérias filamentosas em 40% das plantas de tratamento estuda por eles.

A constante  $IVL_{ETE}$  apresentou correlação negativa moderada (-0,315) com a Carga de Sólidos Aplicada no decantador secundário (CSA), ou seja, quanto maior foi a CSA no decantador secundário, menor foi o valor de IVL representando um efeito positivo sobre a compressibilidade do lodo. Segundo Metcalf e Eddy (2016), o adensamento do lodo está diretamente relacionado com a CAS, confirmando o resultado encontrado nesta análise. Mancell-Egala *et al.* (2017) afirmam que a CSA tem sido influência dominante no processo de clarificação do efluente, por meio de uma sedimentação eficiente.

O  $IVL_{ETE}$  apresentou correlação positiva moderada (0,510, 0,580 e 0,366) para a concentração de Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4$ ) no efluente final. Dessa forma, afirma-se que a elevação da concentração dos compostos nitrogenados no efluente representa piora da sedimentação do lodo no decantador secundário (maiores valores de IVL). Este fato também pode ser verificado pela correlação positiva forte entre a relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  e o  $N-NH_4$  (-0,664), que quanto mais próxima a 100% indica a extensão do espessamento do lodo após a sedimentação (SCHWARZENBECK; ERLEY; WILDERER, 2004; de KREUK, KISHIDA; van LOOSDRECHT, 2007; COMA *et al.*, 2012).

O  $IVL_{ETE}$  apresentou correlação negativa moderada (-0,383) para o Nitrato ( $N-NO_3$ ) no tanque anóxico e no tanque de aeração (-0,258). Ou seja, quanto maior foi a concentração do composto, menor foi o valor de IVL, representando um efeito positivo sobre a compressibilidade do lodo. Segundo Richard, Brown e Collins (2003), para casos de elevadas concentrações de nitrato no decantador secundário (acima de 5 mg/l) é comum que se verifique desnitrificação no seu interior. Dessa forma, a aderência de bolhas de gás ao floco biológico pode ocasionar a expansão do volume ocupado pelo lodo, ascensão de flocos e até mesmo de toda a manta de lodo (AMANATIDOU *et al.*, 2015). Como os valores das concentrações média, máxima e mínima de  $N-NO_3$  monitoradas no efluente final da ETE Mulembá II durante todo o período de análise foi de 5,10; 14,7 e 0,2 mg/l, respectivamente, os resultados dessa etapa não concordam com a literatura.

O  $IVL_{Ensaio}$  apresentou correlação positiva moderada (0,586) com a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no tanque de aeração, assim como com IVLD (0,495), ou seja, quanto maior foi a OD, maior o valor de  $IVL_{Ensaio}$  e IVLD. No período do monitoramento o OD variou entre 2,7 e 1,7 mg/l. von Sperling (2002) afirmam que elevadas concentrações de OD no reator de aeração podem ocasionar elevadas taxas de nitrificação (segundo Metcalf e Eddy (2016), acima de 4 mg/l) e caso o nitrato não seja convertido em nitrogênio gasoso em unidade com condições anóxicas (devido ao tempo de detenção hidráulico pequeno ou à baixa concentração de carbono orgânico disponível no tanque anóxico, por exemplo), a desnitrificação pode ocorrer no interior do decantador secundário. Nessas condições ocorre a liberação de bolhas de gás como produto do processo de desnitrificação e da decomposição anaeróbia. A

aderência de bolhas de gás ao floco biológico pode ocasionar a expansão do volume ocupado pelo lodo, ascensão de flocos e até mesmo de toda a manta de lodo (AMANATIDOU *et al.*, 2015). von Sperling (2002) cita ainda que a própria aeração por ar difuso pode levar a adesão de bolhas ao floco. Flocos com bolhas aderidas reduzem sua densidade, diminuindo assim a velocidade de sedimentação.

Por outro lado, o  $IVL_{ETE}$  apresentou correlação negativa fraca (-0,107) com a mesma variável (OD no tanque de aeração) e negativa moderada com a OD do efluente final (-0,319). Ou seja, a elevação da concentração de OD apresentou efeito positivo sobre a sedimentabilidade de lodo. Segundo Abbassi, Dullstein e Rábiger (2000<sup>26</sup> apud LIU; TAY, 2001), uma elevada concentração de OD é eficiente para reprimir o desenvolvimento de organismos filamentosos, obtendo uma melhor sedimentabilidade e compressibilidade do lodo, ressaltando apenas os riscos de manter a concentração elevada de OD e provocar aderência de bolhas ao floco biológico. O resultado contraditório entre as variáveis  $IVL_{ETE}$  e  $IVL_{Ensaio}$  pode estar relacionada ao tamanho da série histórica das duas variáveis. A primeira correlacionou 727 dados, enquanto que a segunda 16, podendo não ter representado durante a realização dos ensaios de sedimentabilidade a variação da concentração do OD nos reatores de aeração.

O  $IVL_{ETE}$  e o SST no efluente apresentaram correlação positiva moderada (0,307 e 0,505, respectivamente) com a concentração de  $DBO_5$  no efluente final. Ou seja, quanto maior o valor de IVL, maior foi a concentração de SST no efluente final e conseqüentemente maior também será o valor de  $DBO_5$ , uma vez que sólidos suspensos voláteis imprimem demanda por oxigênio. A variável DQO também apresentou correlação positiva moderada (0,567) com a variável SST no efluente. Essas correlações podem indicar que em valores elevados de IVL há perda de matéria orgânica para o efluente final, aumentando assim a concentração de  $DBO_5$  e DQO.

De forma a confirmar essa hipótese, a correlação entre a Eficiência de Remoção de  $DBO_5$  (%), a Remoção de  $DBO_5$  e DQO (mg/l) e a concentração de SST no efluente foi forte para a primeira (-0,685) e fraca para as demais (-0,184 e -0,142), indicando que quanto maior foi a eficiência de oxidação da matéria orgânica do sistema de

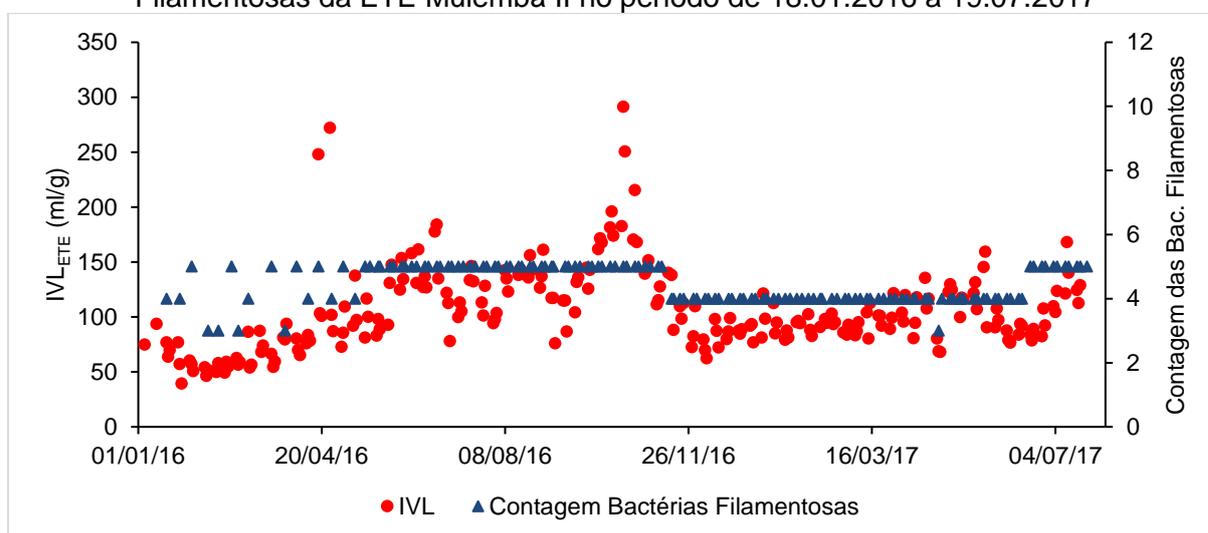
---

<sup>26</sup> ABBASSI, B.; DULLSTEIN, S.; RÄBIGER, N. Minimization of excess sludge production by increase of oxygen concentration in activated sludge flocs; experimental and theoretical approach. **Water Research**, v. 34, n. 1, p. 139-146, 2000.

tratamento ou quanto maior a amplitude da remoção (concentração de entrada menos a concentração de saída), menor foi a concentração de sólidos do efluente final. Situação semelhante ocorreu entre as variáveis Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e a relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  que obtiveram uma correlação positiva forte e moderada respectivamente (0,660 e 0,567) com a variável Remoção de DQO.

O  $IVL_{ETE}$  apresentou correlação positiva moderada (0,467) para a Contagem de Bactérias Filamentosas no liquor misto do tanque de aeração, ou seja, quanto maior foi a contagem, maior foi o valor de IVL, sendo possível verificar essa relação por meio da dispersão das duas variáveis, conforme apresentado na Figura 50.

Figura 50 – Diagrama de dispersão dos valores de  $IVL_{ETE}$  e da Contagem de Bactérias Filamentosas da ETE Mulembá II no período de 18.01.2016 a 19.07.2017



Fonte: Autoria própria.

Beebe, Jenkins e Daigger, (1982<sup>27</sup>, apud JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003) apontaram que, as mudanças na contagem de filamentos e IVL ocorrem simultaneamente e diretamente proporcionais, indo ao encontro do resultado da moderada correlação negativa entre as relações  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  e o parâmetro contagem de bactérias filamentosas (-0,564 e -0,501, respectivamente). Dessa forma, quando menor foi a contagem de bactérias filamentosas, maior as relações  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$ . É válido retomar a discussão apresentada na seção 5.2.1. Sobre a relação entre a estrutura do floco e as relações  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e

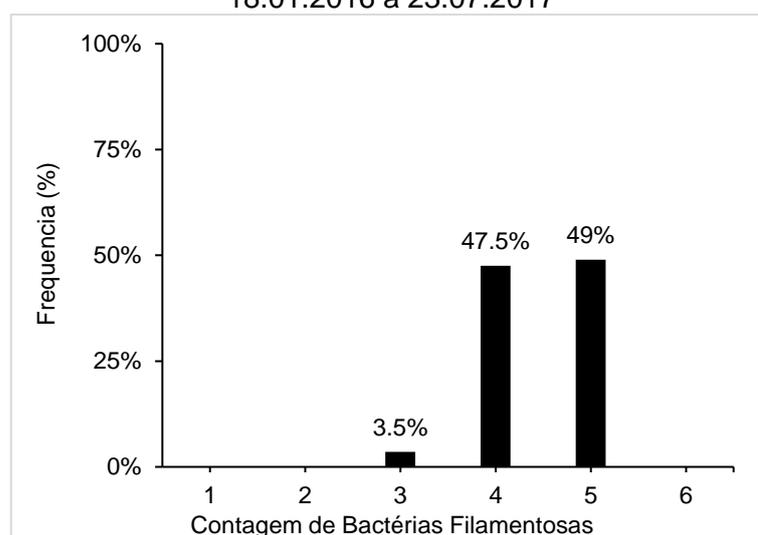
<sup>27</sup> BEEBE, R. D.; JENKINS, D.; DAIGGER, G. T. Activated Sludge Bulking Control at the San Jose/Santa Clara, California, Water Pollution Control Plant. In: **55th Annual Water Pollution Control Conference**, St. Louis, Mo. 1982.

IVLD<sub>30</sub>/IVLD<sub>10</sub>. A observação dos resultados de microscopia indicaram que quanto maior a relações IVL<sub>30</sub>/IVL<sub>10</sub> e IVLD<sub>30</sub>/IVLD<sub>10</sub>, melhor será a estrutura do floco e consequentemente a sedimentação da biomassa.

Jin, Wilén e Lant (2003) encontraram correlação quase perfeita entre o IVL e a contagem de bactérias filamentosas (0,9408). Já Beebe, Jenkins e Daigger, (1982, apud JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003) apontaram que, as mudanças na contagem de filamentos e IVL ocorreram simultaneamente e foram diretamente proporcionais (ver Figura 23 – seção 3.5.1.1). As variações em IVL com quantidade de filamentos pode ser explicado pelo efeito que os microrganismos filamentosos exercem sobre a agregação de flocos de lodo ativado e na sua compressibilidade (JIN; WILÉN; LANT, 2003).

Na Tabela B.2 no APÊNDICE B estão relacionadas as espécies encontradas nas 140 análises microbiológicas do lodo da ETE Mulembá II durante o período de 18.01.2016 a 19.07.2017. A frequência da Contagem das Bactérias Filamentosas pode ser visualizada na Figura 51. Podemos verificar que o lodo da ETE Mulembá II possui uma contagem de bactérias filamentosas elevada, sendo classificadas como Bastante Comuns ou Abundantes em 94% das análises.

Figura 51 – Histograma de frequência Contagem de Bactérias Filamentosas no período de 18.01.2016 a 23.07.2017

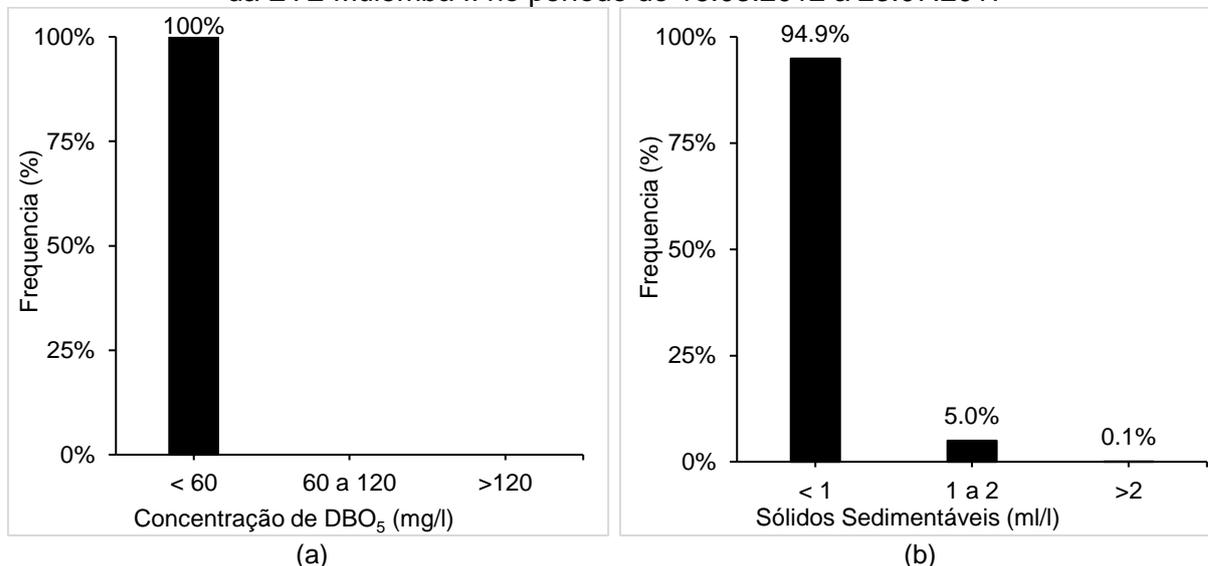


Fonte: Autoria própria.

Apesar da elevada contagem de bactérias filamentosas, a ETE Mulembá II atendeu aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação vigente (CONAMA, 2011) em 99,4% do tempo para Sólidos Sedimentáveis (menor que 1ml/l) do tempo e em 99,9% do tempo para DBO<sub>5</sub> (menor que 120 mg/l ou maior que 60%

de remoção), sem ultrapassar em nenhuma análise o limite de 120 mg/l, como pode ser visualizado na Figura 52 (a) e (b), respectivamente.

Figura 52 – Histograma de frequência de DBO<sub>5</sub> (a) e Sólidos Sedimentáveis no efluente final da ETE Mulembá II no período de 16.03.2012 a 23.07.2017



Fonte: Autoria própria.

A variável SST no efluente final apresentou correlação positiva moderada com a condutividade e concentração de cloreto (0,431 e 0,387, respectivamente) no esgoto bruto e com a concentração de cloreto no efluente tratado (0,492). Ou seja, quanto maior os valores de condutividade e cloreto, maior foi a concentração de SST no efluente final. Resultado este semelhante ao encontrado por Deorsola (2006), no qual as observações microscópicas realizadas durante os regimes salinos com NaCl, KCl CaCl<sub>2</sub> e MgCl<sub>2</sub>, apontaram que o aumento da salinidade no liquor misto contribuiu para o aumento na turbidez do efluente final. Tais eventos podem ter sido ocasionados pela perda de desempenho na remoção de sólidos suspensos no decantador secundário. Tal fato foi associado pelo autor à fragmentação dos flocos biológicos com o aumento da salinidade, sendo mais acentuado na presença do cátion monovalente sódio. Esse comportamento é semelhante ao fenômeno de crescimento disperso, no qual o floco biológico possui boas características de sedimentação, mas não interage com partículas vizinhas, deixando para traz um efluente turvo e com elevada concentração de sólidos.

Colaborando com o resultado encontrado por Deorsola (2006), Lima *et al.* (2017), analisando a influência do cloreto na eficiência de uma ETE tipo lodo ativado em Vitória/ES, identificaram que a concentração de sólidos sedimentáveis no efluente final aumentava quando elevava-se a concentração de cloretos no afluente da

estação. Os autores concluíram que, o elevado aporte de cloretos provenientes da intrusão salina nas redes coletoras de esgoto bruto ocasiona arraste de sólidos para o efluente final, devido à alteração na estabilidade e agregação dos flocos biológicos.

Apesar da concentração e Cloreto ter efeito positivo sobre a compressibilidade do lodo (correlação negativa com a constante  $k$  – seção 5.3.2), ele afeta a formação e biofloculação da biomassa, reduzindo a capacidade de retenção de partículas enquanto sedimentam, deixando para traz um efluente turvo (DEORSOLA, 2006; SANTOS, 2012). Essa situação assemelha-se à condição de crescimento disperso. Segundo Jenkins, Richard e Daigger (2003), o crescimento disperso pode estar relacionado ao desbalanceamento na concentração de cátions monovalentes (por exemplo:  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $NH_4^+$ ) e cátions bivalentes ( $Ca^{2+}$   $Mg^{2+}$ ). Colaborando com essa afirmação, no estudo desenvolvido por Jin, Wilén e Lant (2003) apesar do lodo possui baixa capacidade de floculação, ele demonstrada elevadas características de velocidade e compressibilidade, quando submetido a elevadas concentrações dos íons de alumínio e cálcio.

Higgins e Novak (1997) também sugerem que problemas com a sedimentabilidade e desidratação de lodo estão relacionados a baixas concentrações de cátions bivalentes. Eles concluíram que a adição de cátions monovalente de sódio resultou em uma deterioração das propriedades de sedimentação e desidratação do lodo. No entanto, a deterioração pôde ser revertida aumentando a concentração de cálcio e magnésio que reduziu a proporção de cátions monovalente para bivalente abaixo de 2/1.

A equipe de operação da estação de tratamento Mulembá II afirma que há frequente intrusão salina nas redes coletoras de esgoto. Uma hipótese a ser considerada é que a variável Cloreto, seria indicativo da presença de cátions mono e bivalentes componentes da água do mar que infiltra na rede de esgoto. Os sais representam a maior parte dos constituintes da água do mar, tendo como principais: cloro, sódio, sulfato, magnésio, cálcio, potássio e bicarbonato (MALLASEN; VALENTI, 1998).

De forma geral, a redução da vazão de entrada, clima, temperatura, concentração de compostos nitrogenados (análise indireta), SSed, Contagem de Bactérias Filamentosas, relação SST/SSV, A/M e TES e a elevação no valor de pH (análise indireta), concentração de OD, SST, SSV e  $N-NO_3$  estiveram relacionados a melhores resultados de IVL da ETE Mulembá II.

### 5.3.2. Correlação entre as constantes de Vesilind e os dados de monitoramento da ETE Mulembá II

As variáveis  $k$  e  $v_0$ , obtidas por meio dos 16 ensaios de sedimentabilidade de lodo realizados no período de 17.02.2017 a 19.07.2017, apresentaram correlação de Pearson significantes com alguns parâmetros de operação da ETE Mulembá II, como pode ser visualizado na Tabela 12, em negrito estão destacadas as correlações que se mostraram significativas ( $valor-p < 0,05$ ). A análise completa das correlações está disponível na Tabela C.1 do APENDICE C.

Tabela 12 – Valores das correlações e os respectivos *valor-p* mensurados a partir das variáveis  $k$  e  $v_0$ , obtidas durante os ensaios de sedimentabilidade de lodo

Variáveis		k			v <sub>0</sub>		
		Correlação	valor-p	N	Correlação	valor-p	N
Esgoto bruto	Vazão de entrada	<b>-0,655</b>	0,006	16	-0,083	0,761	16
	Cloreto	<b>-0,693</b>	0,003	16	-0,220	0,414	16
Efluente tratado	Cloreto	<b>-0,544</b>	0,029	16	-0,167	0,538	16
	SSV	<b>-0,704</b>	0,003	15	-0,246	0,378	15
	SSed	<b>-0,676</b>	0,004	16	-0,200	0,459	16
	OD	<b>-0,529</b>	0,035	16	0,064	0,813	16
	DBO	<b>-0,641</b>	0,007	16	-0,357	0,175	16
	DQO	<b>-0,514</b>	0,042	16	-0,155	0,566	16
	N-NO <sub>3</sub>	0,431	0,096	16	<b>0,553</b>	0,026	16
Tanque de Aeração	SST	<b>-0,547</b>	0,035	15	-0,185	0,509	15
	N-NO <sub>3</sub>	<b>0,531</b>	0,034	16	<b>0,545</b>	0,029	16
Processo	Remoção DBO	<b>0,602</b>	0,014	16	0,459	0,074	16
	Remoção de NH <sub>4</sub>	<b>0,498</b>	0,050	16	0,345	0,191	16
	TDH Decantador	<b>0,551</b>	0,027	16	0,098	0,719	16
	TES	<b>-0,525</b>	0,037	16	-0,091	0,736	16
	CSA	<b>-0,718</b>	0,003	15	-0,200	0,474	15

Fonte: Autoria própria.

A constante  $k$  apresentou forte correlação negativa (-0,655) com a vazão de esgoto bruto, ou seja, quanto maior foi a vazão, menor foi o valor de  $k$ , representando um efeito positivo sobre a compressibilidade do lodo. No período do monitoramento a vazão de entrada variou entre 16.392 m<sup>3</sup>/dia e 26.441 m<sup>3</sup>/dia.

A constante  $k$  apresentou correlação positiva moderada (0,551) com o tempo de detenção hidráulico do decantador secundário (TDH), ou seja, quanto maior foi o TDH no decantador secundário, maior foi o valor de  $k$ , representando um efeito negativo sobre a compressibilidade do lodo. No período do monitoramento o TDH variou entre 4,5 horas e 2,8 horas. Segundo von Sperling (2002), elevados tempos de detenção hidráulica no decantador secundário propicia o surgimento de condições anóxicas e até mesmo anaeróbias no seu interior. Nessas condições ocorre a liberação de bolhas de gás como produto do processo de desnitrificação e da decomposição anaeróbia. A

aderência de bolhas de gás ao floco biológico pode ocasionar a expansão do volume ocupado pelo lodo, reduzindo assim a capacidade de compressibilidade da manta de lodo (AMANATIDOU *et al.*, 2015).

A constante  $k$  apresentou correlação negativa moderada (-0,525) com a Taxa de Escoamento Superficial no decantador secundário (TES), ou seja, quanto maior foi a TES no decantador secundário, menor foi o valor de  $k$ , representando um efeito positivo sobre a compressibilidade do lodo. No período do monitoramento o TES variou entre 2,2 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h e 1,4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h.

A constante  $k$  apresentou correlação positiva moderada (0,531) com a concentração de Nitrato (N- NO<sub>3</sub>) no liquor misto do tanque de aeração, ou seja, quanto maior foi a concentração do composto, maior foi o valor de  $k$ , representando um efeito negativo sobre a compressibilidade do lodo. No período do monitoramento a concentração de N- NO<sub>3</sub> no liquor misto variou entre 9,3 mg/l e 1,0 mg/l. Dessa forma, quanto maior a concentração do N-NO<sub>3</sub> nesses dois pontos da ETE, maior os valores de  $k$  encontrados.

Elevadas concentrações de nitrato no afluente do decantador secundário (acima de 5 mg/l), pode levar a desnitrificação no seu interior (RICHARD; BROWN; COLLINS, 2003). A aderência de bolhas de gás ao floco biológico pode ocasionar a expansão do volume ocupado pelo lodo, reduzindo assim a capacidade de compressibilidade da manta de lodo (AMANATIDOU *et al.*, 2015).

A constante  $k$  apresentou correlação positiva moderada (0,531) com a remoção de Nitrogênio Amoniacal (N- NH<sub>4</sub>, diferença entre a concentração no esgoto bruto e no efluente tratado), ou seja, quanto maior foi a remoção do composto, maior foi o valor de  $k$ , representando um efeito negativo sobre a compressibilidade do lodo. No período do monitoramento a remoção concentração de N- NH<sub>4</sub> no liquor misto variou entre 47 mg/l e 25 mg/l.

A constante  $k$  apresentou correlação negativa forte e moderada (-0,641 e -0,514) com a DBO<sub>5</sub> e DQO no efluente final, respectivamente. Ou seja, quanto maior foi o valor de DBO<sub>5</sub> e DQO, menor foi o valor de  $k$ , representando um efeito positivo sobre a compressibilidade do lodo. No período do monitoramento o DBO<sub>5</sub> variou entre 3 mg/l e 53 mg/l, enquanto que a DQO variou entre 9 mg/l e 123 mg/l. Em contrapartida, a constante  $k$  apresentou correlação positiva forte com a Remoção de DBO<sub>5</sub> (0,602),

indicando que tanto maior a remoção de  $DBO_5$ , maior será a constante  $k$ , interferindo negativamente na compressibilidade do lodo.

A constante  $k$  apresentou correlação negativa forte (-0,718) com a Carga de Sólidos Aplicada no decantador secundário (CSA), ou seja, quanto maior foi a CSA no decantador secundário, menor foi o valor de  $k$ , representando um efeito positivo sobre a compressibilidade do lodo. No período do monitoramento o CSA variou entre 8,1  $kg/m^2.h$  e 3,4  $kg/m^2.h$ . Segundo Metcalf e Eddy (2016), o adensamento do lodo está diretamente relacionado com a CAS, confirmando o resultado encontrado nesta análise. Mancell-Egala *et al.* (2017) afirmam que a CSA tem sido influência dominante no processo de clarificação do efluente, por meio de uma sedimentação eficiente.

A constante  $k$  apresentou correlação negativa forte (-0,704) com a concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no efluente tratado, ou seja, quanto menor foi o valor de  $k$ , maior foi a concentração de SSV no efluente final, representando perda de sólidos junto com o efluente final. No período do monitoramento a concentração de SSV no efluente final variou entre 21mg/l e 10 mg/l, com média de 10,8 mg/l.

A constante  $k$  apresentou correlação negativa moderada (-0,547) com a concentração de sólidos suspensos totais (SST) no liquor misto do tanque de aeração, ou seja, quanto maior foi a concentração, menor foi o valor de  $k$ , representando um efeito positivo sobre a compressibilidade do lodo. No período do monitoramento a concentração de SSV no liquor misto variou entre 4.345 mg/l e 2.445 mg/l. Esse resultado mostra que mesmo em concentrações elevadas de SST a compactação da manta de lodo foi boa, podendo indicar uma boa característica de compressibilidade de lodo.

Embora nenhuma correlação estatisticamente significativa foi encontrada entre  $v_0$  e Contagem de bactérias filamentosas, há uma tendência óbvia que a elevação da contagem de bactérias filamentosas prejudique a velocidade de sedimentação da biomassa (JENKINS; RICHARD; DAIGGER, 2003). A correlação encontrada neste estudo foi de -0,464, mas com significância em torno de 8% (valor maior que o adotado neste estudo -  $p < 0,05$ ). Colaborando com a afirmação de Jenkins, Richard e Daigger (2003), Jin, Wilén e Lant (2003) encontraram correlação negativa forte entre a velocidade de sedimentação e a contagem de bactérias filamentosas (-0,720).

A constante  $k$  apresentou forte correlação negativa (-0,693) com a concentração de Cloreto tanto no esgoto bruto e moderada (-0,544) com a concentração de Cloreto tanto no efluente tratado, ou seja, quanto maior foi a concentração, menor foi o valor de  $k$ , representando um efeito positivo sobre a compressibilidade do lodo. No período do monitoramento a concentração de cloreto no esgoto bruto variou entre 4.694 mg/l e 142 mg/l. O cloreto é monitorado com a finalidade de identificar a intrusão salina no esgoto bruto, visto que o caminhamento do sistema coletor do complexo Mulembá adentra zonas costeiras, sendo que alguns locais o lençol freático está a pequenas profundidades.

Uma hipótese a ser considerada é que a variável Cloreto, seria indicativo da presença de cátions mono e bivalentes componentes da água do mar. Segundo Higgins e Novak (1997), o aumento das concentrações de cálcio e magnésio melhora a resistência e densidade do floco, bem como as propriedades de sedimentação (redução do IVL) e desidratação do lodo. Esse mesmo comportamento foi observado por Jin, Wilén e Lant (2003), quando submetem o lodo à elevadas concentrações de íons de alumínio e cálcio, os flocos formados eram altamente compactados e registraram uma melhora significativa nas características de compressibilidade (baixo valor de  $k$ ) e velocidade de sedimentação (elevado de  $v_0$ ) do lodo biológico.

No estudo realizado por Deorsola (2006) as observações microscópicas realizadas durante os regimes salinos com NaCl, KCl CaCl<sub>2</sub> e MgCl<sub>2</sub>, apontaram que o aumento da salinidade no liquor misto contribuiu para o aumento da densidade dos flocos, redução de filamentos e aumento da fragmentação dos mesmos. Entretanto, no mesmo estudo foi observado que apesar da boa sedimentabilidade dos flocos devido sua densidade, foi registrado aumento na turbidez do efluente final, ocasionado pela perda de desempenho na remoção de sólidos suspensos no decantador secundário. Tal fato foi associado pela autora à fragmentação dos flocos biológicos com o aumento da salinidade, sendo mais acentuado na presença do cátion monovalente sódio, comportamento semelhante fenômeno de crescimento disperso, no qual o floco biológico possui boas características de sedimentação, mas não interage com partículas vizinhas, deixando para trás um efluente turvo e com elevada concentração de sólidos.

Colaborando com o resultado encontrado por Deorsola (2006), Lima *et al.* (2017), analisando a influência do cloreto na eficiência de uma ETE tipo lodo ativado em

Vitória/ES, identificaram que a concentração de sólidos sedimentáveis no efluente final aumentava quando elevava-se a concentração de cloretos no afluente da estação. Eles ainda relacionaram o aumento na concentração de cloreto no esgoto afluente à oscilação da altura da maré. Os autores concluíram que, o elevado aporte de cloretos provenientes da intrusão salina nas redes coletoras de esgoto bruto ocasiona arraste de sólidos para o efluente final, devido à alteração na estabilidade e agregação dos flocos biológicos.

Diante dos resultados encontrados por Deorsola (2006) e Lima *et al.* (2017), de que a presença do cloreto estaria relacionada a redução da qualidade do efluente tratado nas estações de tratamento de esgoto, realizou-se a correlação de Spearman (visto que as variáveis não atenderam às condições de normalidade) entre o cloreto e os parâmetros monitorados no efluente tratado, conforme apresentado na Tabela 13.

Tabela 13 – Valores das correlações e os respectivos *valor-p* mensurados a partir da variável Cloreto, obtida no monitoramento da ETE Mulembá de 17.02.2017 a 19.07.2017

Variáveis independentes	Variáveis dependentes					
	Cloreto					
	Esgoto Bruto			Efluente Tratado		
	Correlação	valor-p	N	Correlação	valor-p	N
Sólidos Sedimentáveis	-0,230	0,29	23	-0,160	0,47	22
Oxigênio Dissolvido	0,280	0,19	23	0,290	0,18	22
SSV	<b>0,510</b>	0,02	21	0,250	0,26	20
DBO <sub>5</sub>	0,030	0,88	22	0,400	0,06	21
DQO	0,130	0,55	22	<b>0,550</b>	0,01	21
SST	-0,210	0,36	21	0,160	0,48	20

Fonte: Autoria própria.

Analisando o resultado da Tabela 13, constata-se que o Cloreto no esgoto bruto apresentou uma correlação moderada (0,510) positiva com a variável Sólidos suspensos voláteis no efluente tratado. De forma semelhante a variável Cloreto no efluente tratado apresentou uma correlação moderada (0,510 e 0,400) positiva com a DQO e DBO<sub>5</sub> no efluente tratado, respectivamente (sendo a última com significância de 94%, um ponto percentual inferior ao limite determinado para esta pesquisa). Dessa forma, é possível identificar uma interferência do cloreto na qualidade do efluente tratado, podendo assim explicar a correlação negativa das variáveis SSV, SSed, OD, DBO<sub>5</sub> e DQO no efluente tratado e SST no tanque de aeração com a constante k, demonstrando que mesmo que haja uma melhora na compressibilidade do lodo (redução dos valores da constante k) pela aumento na concentração do Cloreto, há uma redução simultânea da eficiência da separação sólidos/liquido no decantador secundário da ETE Mulembá II, ocasionando aumento na concentração de sólidos e matéria orgânica no efluente final.

De forma geral, a boa compressibilidade de lodo da ETE Mulembá II está relacionada a elevação da vazão e concentração de cloretos (ou presença de substância por ele indicadas) no esgoto bruto, concentração de SST no liquor misto e taxa de escoamento superficial. Por outro lado, relacionada a redução da concentração de N-NO<sub>3</sub> no liquor misto, TDH e CAS do decantador secundário.

#### 5.4. REPRESENTATIVIDADE ENTRE IVL E AS CONSTANTES DE VESILIND

As medidas de IVL<sub>Ensaio</sub>, IVLD e as constantes  $k$  e  $v_0$  foram submetidas à análise estatística de Correlação de Pearson para verificar a existência de correlação entre os parâmetros analisados. Para tal, foram utilizados os dados obtidos durante a realização dos 16 ensaios para obtenção do IVL e as constantes de Vesilind na ETE Mulembá II. Dessa forma, estão apresentadas na Tabela 14 os valores das correlações e os respectivos *valor-p*, destacando em negrito aquelas que se apresentaram como significativas ( $p < 0,05$ ).

Tabela 14 – Valores das correlações e os respectivos *valor-p* mensurados a partir das cinco variáveis obtidas nos 16 ensaios de sedimentabilidade de lodo

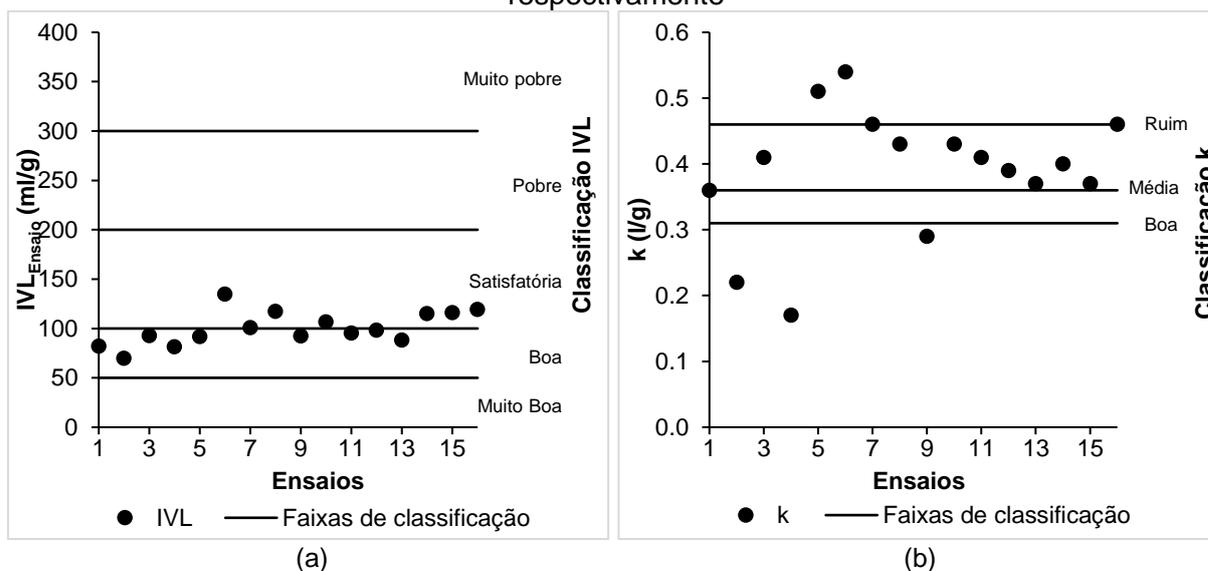
Parâmetros	Variável Estatística	$k$	$v_0$	IVL	IVLD	Relação IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>10</sub>	Relação IVLD <sub>30</sub> /IVLD <sub>10</sub>
$k$	Correlação		0,450	<b>0,680</b>	<b>0,720</b>	-0,160	-0,020
	<i>valor-p</i>	-	0,070	0,003	0,001	0,540	0,940
	N		16	16	16	16	16
$v_0$	Correlação			-0,250	-0,030	<b>0,490</b>	0,470
	<i>valor-p</i>		-	0,350	0,890	0,050	0,060
	N			16	16	16	16
IVL	Correlação				<b>0,900</b>	-0,460	-0,300
	<i>valor-p</i>			-	<0,001	0,070	0,250
	N				16	16	16
IVLD	Correlação					-0,220	0,130
	<i>valor-p</i>				-	0,400	0,638
	N					16	16

Fonte: Autoria própria.

Foi observada uma correlação positiva forte entre a constante  $k$  e as variáveis IVL e IVLD (0,680 e 0,720, respectivamente). Dessa forma, quanto maior forem os valores de IVL ou IVLD, maior o valor de  $k$ , representando um efeito negativo sobre a compressibilidade do lodo. Resultado este coerente com a literatura, já que o IVL é capaz de medir a compressibilidade do lodo (JIN; WILÉN; LANT, 2003) assim como a constante  $k$  (von SPERLING, 2002), sendo as duas grandezas diretamente proporcionais, quanto mais elevado o resultado das duas variáveis, mais pobre será a compressão da manta de lodo. Esse resultado nos permite afirmar, que o IVL e o IVLD são parâmetros significativos para mensurar a compressibilidade do lodo ativado no decantador secundário da ETE Mulembá II, sendo que o último (IVLD) apresenta a melhor relação.

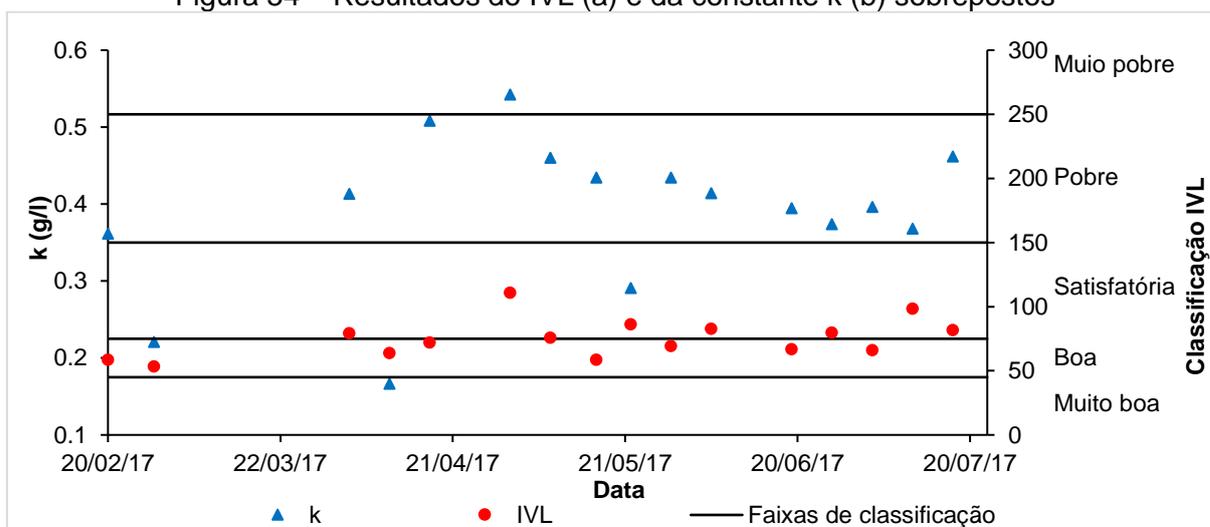
Na Figura 53(a) pode-se verificar a dispersão e classificação do IVL e na Figura 53(b) da constante  $k$ . Já a Figura 54 apresenta o comportamento da variável IVL e da constante  $k$  sobrepostos, sendo possível identificar que o maior de valor de  $k$  (0,54 g/l) foi encontrado na mesma data do maior valor de IVL (135 ml/g). Pode-se observar ainda que quando IVL atingiu valores de classificação Satisfatória (entre 75 e 150 ml/g), 87,5% dos valores da constante  $k$  foram classificados de média a ruim compressibilidade.

Figura 53 – Resultados do  $IVL_{\text{Ensaio}}$  (a) e da constante  $k$  (b), distribuídos entre as faixas de classificação proposta por von Sperling e Froes (1999) e van Haandel e Marais (1999), respectivamente



Fonte: Autoria própria.

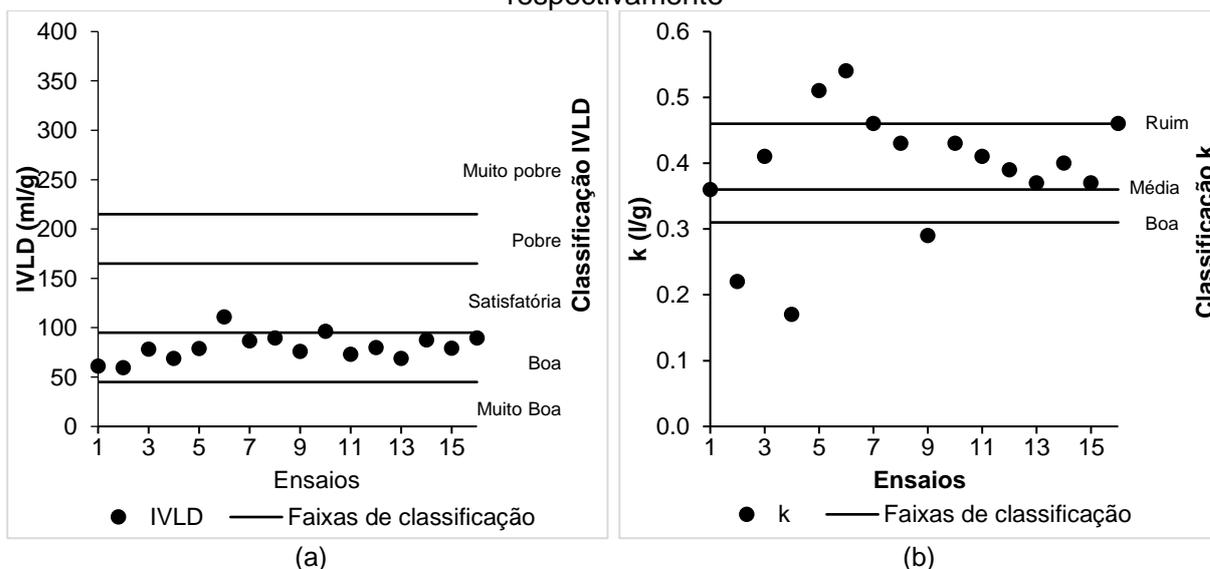
Figura 54 – Resultados do IVL (a) e da constante k (b) sobrepostos



Fonte: Autoria própria.

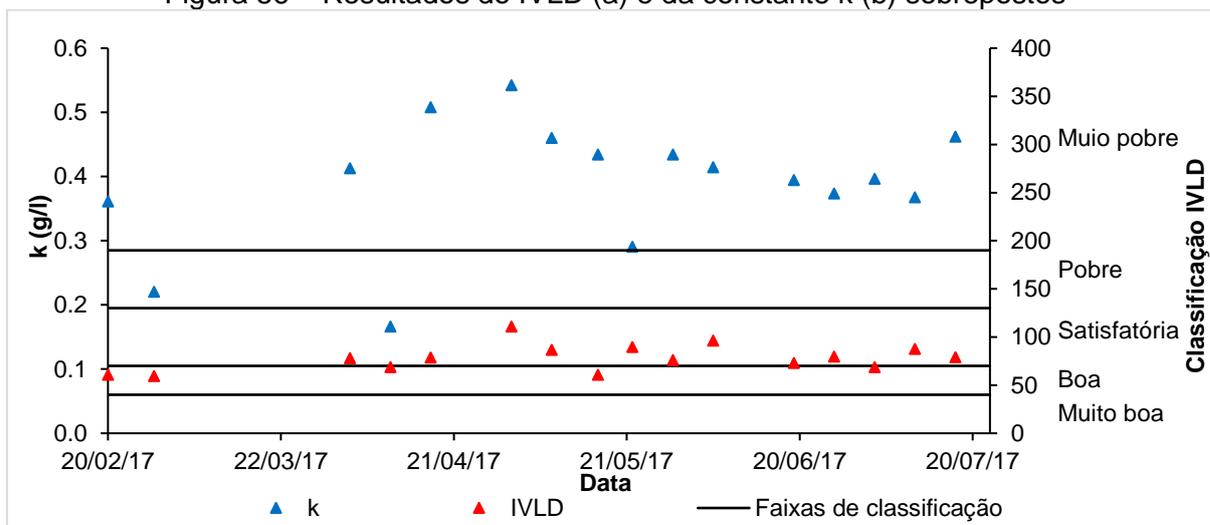
Na Figuras 55(a) pode-se verificar a dispersão e classificação do IVLD e na Figura 55(b) da constante k. Já a Figura 56 apresenta o comportamento da variável IVLD e da constante k sobrepostos, sendo possível identificar que o maior valor de k (0,54 g/l) foi encontrado na mesma data do maior valor de IVL (111 ml/g). Pode-se observar ainda que quando IVLD atingiu valores de classificação Satisfatória (entre 95 e 165 ml/g), os valores da constante k foram classificados de média e ruim compressibilidade.

Figura 55 – Resultados do IVLD (a) e da constante k (b), distribuídos entre as faixas de classificação proposta por von Sperling e Froes (1999) e van Haandel e Marais (1999), respectivamente



Fonte: Autoria própria.

Figura 56 – Resultados do IVLD (a) e da constante k (b) sobrepostos



Fonte: Autoria própria.

Ressalta-se, entretanto, que não foram encontradas correlações significativas entre o IVL ou IVLD com a constante  $v_0$ , contrariando o resultado encontrado por Jin, Wilén e Lant (2003), que obtiveram uma correlação não linear clara forte de 0,825. Os autores concluíram que, para IVL superiores a 150ml/g, as VSZ são fortemente afetadas pela concentração de sólidos suspensos do liquor misto, indicando que o lodo que assenta fracamente também compacta mal. Neste trabalho, o IVL não atingiu a faixa de valores relatadas por Jin, Wilén e Lant (2003), sendo verificados valores médios, máximo e mínimo de 100; 135 e 70 ml/g.

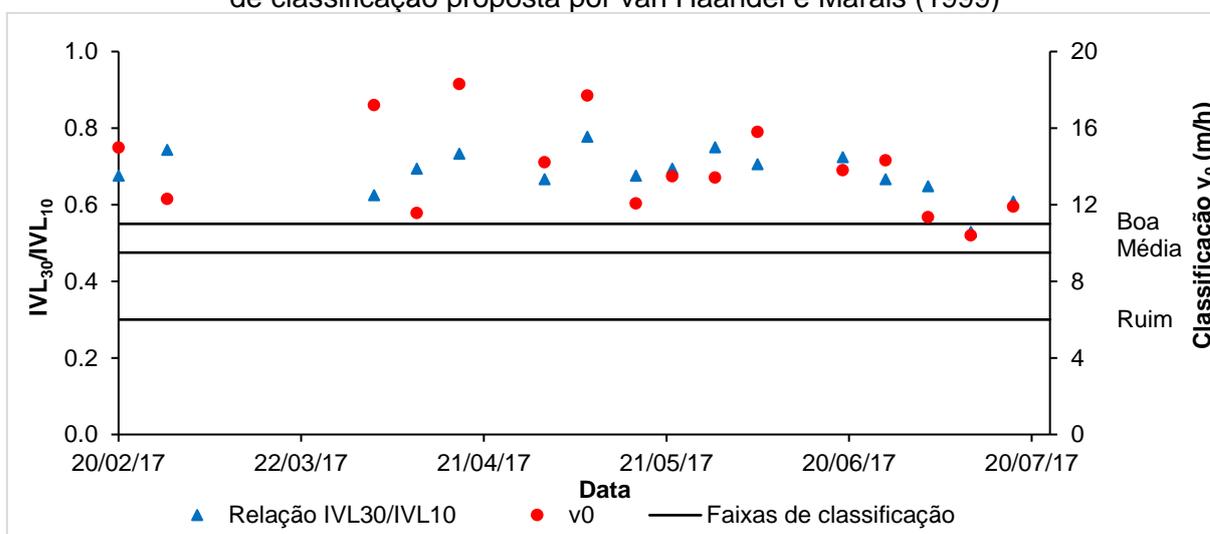
Os autores van Haandel e Marais (1999) também alegam que elevados valores de IVL podem ocasionar baixos  $v_0$ . Dick e Vesilind (1969) e Jin, Wilén e Lant (2003) acrescentam que a velocidade de sedimentação e a compressibilidade são regidas por diferentes características do lodo e que não existe uma relação simples e consistente entre as duas variáveis para todas as faixas de medições.

A respeito da avaliação da Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  com  $v_0$ , foi identificada uma correlação positiva moderada (0,490) entre estas variáveis. Já com a variável Relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$ , também apresentou correlação positiva moderada com a mesma variável (0,470), apesar de não atender a condição de significância (*valor-p* igual a 0,06). Tal resultado também foi observado por Coma *et al.* (2012) ao observar que, à medida que a Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  aumentava durante a operação de um sistema de lodo ativado tipo SBR, os valores de velocidade de sedimentação seguiam a mesma tendência. Dessa forma, a Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  indica características da velocidade de sedimentação dos sólidos suspensos no liquor misto para a ETE Mulembá II. Pronk *et*

al. (2015) afirmam que, à medida que a Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  aproxima-se de 100%, maior também serão as velocidades de sedimentação e, de forma contrária, um baixo IVL.

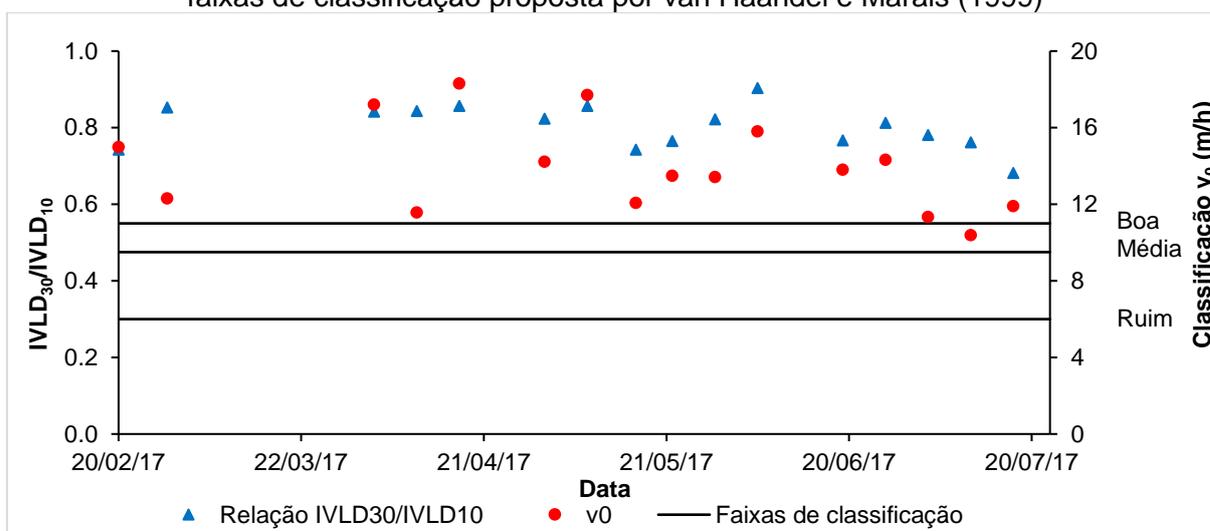
Nas Figuras 57 e 58 é possível identificar o comportamento das variáveis Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e Relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  em relação a constante  $v_0$ , bem como verificar que o menor valor de  $v_0$  (10,39 m/h) foi encontrado na mesma data do menor valor da Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  (0,53 ou 53%).

Figura 57 – Resultados da Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e da constante  $v_0$ , distribuídos entre as faixas de classificação proposta por van Haandel e Marais (1999)



Fonte: Autoria própria.

Figura 58 – Resultados da Relação  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  e da constante  $v_0$ , distribuídos entre as faixas de classificação proposta por van Haandel e Marais (1999)



Fonte: Autoria própria.

De forma a buscar uma relação matemática, os resultados de  $IVL_{\text{Ensaio}}$  e  $IVLD$  obtidos nos 16 ensaios de sedimentabilidade de lodo foram utilizados como base de cálculo para a previsão das constantes  $k$  e  $v_0$ , por meio da aplicação dos modelos matemáticos propostos por diversos autores e compilados no Quadro 15 – seção 4.4. Os resultados numéricos da análise de regressão são apresentados na Tabela 15 e nas Figuras D.1 e D.2 no APÊNDICE D.

Tabela 15 – Valores das regressões mensuradas a partir dos resultados das aplicações dos 20 modelos propostos por diversos autores

Modelo	$v_0$	$k$
	$R^2$	$R^2$
M1	-0,030	0,060
M2	0,360	-0,090
M3 - IVL	-0,050	0,130
M3 - IVLD	0,010	0,140
M4	-0,060	0,010
M5	-	0,150
M6	-0,060	0,140
M7	-0,060	0,120
M8	-0,060	0,150
M9	-0,010	-0,030
M10	-0,060	0,150
M11	-0,050	0,110
M12	-	0,140
M13	-	0,140
M14	-	0,160
M15	-0,060	0,090
M16	-0,060	0,150
M17	-0,060	0,060
M18	-0,070	0,110
M19	0,040	-
M20	-	0,140

Legenda: A descrição dos modelos M1 a M20 encontra-se no Quadro 17.

Fonte: Autoria própria.

Ao analisarmos os dados da Tabela 15, nenhum dos modelos matemáticos disponíveis na literatura conseguiu expressar a relação matemática entre os resultados de  $IVL$  e  $IVLD$  e as constantes de Vesilind  $k$  e  $v_0$ , para a sedimentação do lodo da ETE Mulembá II. Li e Stenstrom (2014) atribuem esta divergência às diferentes condições dos experimentos e à falta de sólida formação teórica das equações empíricas utilizadas.

Diante das informações apresentadas, os ensaios de  $IVL$  e suas derivações podem ser utilizados para descrever a sedimentabilidade do lodo da ETE Mulembá II. O  $IVL$  e  $IVLD$  expressam características da compressibilidade do lodo (correlação positiva com a constante  $k$ ) e de forma semelhante, a Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  expressam a velocidade de sedimentação inicial do lodo (correlação positiva com a constante  $v_0$ ).

Entretanto, os autores Dick e Vesilind (1969), Catunda e van Haandel (1992), Bye e Dold (1998), Grady, Daigger Jr. e Lim (1999) e Giokas *et al.* (2003) afirmam que o teste do IVL ainda apresenta algumas limitações que influenciam nos seus resultados, necessitando de análises complementares, para ser representativo das características da sedimentabilidade do lodo da ETE Mulembá II.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Atendendo aos objetivos propostos para o desenvolvimento da presente dissertação foram avaliadas as características da sedimentabilidade de lodo da ETE Mulembá II, bem como quais fatores que interferem neste processo. As conclusões decorrentes da análise dos resultados são apresentadas a seguir.

Objetivo Específico 1 - A intensidade de agitação influenciou positivamente os resultados da constante  $k$  em 4 rpm, tornando-se prejudicial a partir de 6 rpm. De forma contrária, a velocidade de agitação afetou negativamente a constante  $v_0$ , quando comparado com o teste sem agitação.

Uma vez que o coeficiente de correlação Intraclasse encontrado para cada diluição aplicada variou de 0,994 a 1, descrevendo que as medidas para a mesma diluição foram fortemente homogêneas, dispensa-se a necessidade de réplicas para os ensaios de VSZ, para qualquer diluição em estudo, desde que o ensaio seja realizado com a mesma amostra de liquor misto e mesma intensidade de agitação.

Objetivo Específico 2 - Os valores de  $k$  obtidos indicam que a ETE Mulembá II possui um lodo com “boa” ou “média” capacidade de compressão da biomassa em 75% das análises, com valores médios de  $k$  na ordem de 0,39 l/g (mínimo de 0,17 e máximo de 0,54 l/g). Já os valores obtidos para a constante  $v_0$ , classificam o lodo como sendo de “boa” velocidade de sedimentação em 88% das análises, com valores médios de  $v_0$  na ordem de 13,92 m/h (mínimo de 10,39 e máximo de 18,31 m/h). Esse resultado está ligeiramente superior aos valores encontrados na literatura e reflete a qualidade do ajuste do modelo proposto por Vesilind (1968), sendo ele adequado para descrever a sedimentabilidade do lodo da ETE Mulembá II.

Os resultados de IVL e IVLD indicam que o lodo da ETE Mulembá II possui “boa” sedimentação em 56% e 88% das análises, respectivamente, com valores médios de 100 ml/g (mínimo de 70 ml/g e máximo de 135 ml/g) para IVL e 80 mg/l (mínimo de 60 ml/g e máximo de 111 ml/g) para IVLD. Os resultados das Relações  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  obtidos tiveram como valor médio 67% (mínimo de 52% e máximo de 78% ml/g) e 80% (mínimo de 68% e máximo de 90% ml/g), respectivamente.

Objetivo Específico 3 - Com relação à avaliação das correlações entre os parâmetros de operação da ETE Mulembá II e as características de sedimentabilidade de lodo, de

forma geral, a melhora na compressibilidade de lodo da ETE Mulembá II (menores valores da constante  $k$ ) estiveram relacionadas à elevação da vazão e concentração de cloretos no esgoto bruto (ou presença de compostos por ele indicados), concentração de SST no liquor misto e taxa de escoamento superficial. Por outro lado, a elevação dos valores da constante  $k$  esteve relacionada à redução da concentração de Nitrato no liquor misto, TDH e CAS do decantador secundário. A constante  $v_0$  estava correlacionada positivamente com apenas uma variável, o Nitrato no reator de aeração e no efluente final.

Da mesma forma, menores valores de  $IVL_{ETE}$  estão relacionados à redução da vazão de entrada, clima, temperatura, concentração de compostos nitrogenados, Sólidos Sedimentáveis, Contagem de Bactérias Filamentosas, relação SST/SSV, A/M e TES e a elevação no valor de pH (análise indireta), concentração de OD, SST, SSV e  $N-NO_3$ . Os melhores valores de  $IVL_{Ensaio}$  e  $IVLD$  estiveram relacionados a elevação da concentração de SST no liquor misto e a redução na concentração de OD no liquor misto e A/M do sistema. O aumento do  $IVL_{Ensaio}$  esteve relacionado à elevação da concentração de sólidos no efluente final.

Já elevados valores das relações  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  da ETE Mulembá II estão relacionados a elevação da temperatura no decantador secundário e a redução na concentração de  $N-NH_4$  no decantador secundário, SSed no liquor misto e Contagem de Bactérias Filamentosas.

Objetivo Específico 4 - Os ensaios de IVL e suas derivações podem ser utilizados para descrever a sedimentabilidade do lodo da ETE Mulembá II. O  $IVL_{Ensaio}$  e  $IVLD$  expressam características da compressibilidade do lodo (correlação positiva com a constante  $k$ ) e de forma semelhante, a Relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  expressam a velocidade de sedimentação inicial do lodo (correlação positiva com a constante  $v_0$ ). Entretanto, análises complementares se fazem necessárias para inferir sobre o processo de separação sólidos-líquido, bem como das características de sedimentação do lodo da ETE do tipo lodo ativado.

Recomenda-se para a rotina de operação da ETE Mulembá II, a utilização da relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  e  $IVLD_{30}/IVLD_{10}$  como ferramenta de análise do comportamento do lodo biológico, visando agilizar a tomada de decisões, visto que o resultado independe da análise de SST, podendo ser obtida imediatamente após 30 minutos de ensaio de sedimentação, dispensando análises complementares de sólidos.

Recomenda-se para estudos futuros a utilização de equipamento para realização dos ensaios de velocidade de sedimentação em zona com ajuste fino de rotação, para assim testar intensidades de agitação entre 0 e 4 rpm, não testadas neste estudo. E outra possibilidade seria o registo automático da altura da manta de lodo em experimentos de sedimentação utilizando fotografias ou vídeos, visando reduzir os erros pela análise momentânea da altura da interface sólidos-líquido durante o experimento.

## 7. REFERÊNCIAS

- AMANATIDOU, E.; SAMIOTIS, G.; TRIKOILIDOU, E.; PEKRIDIS, G.; TAOUSANIDIS, N. Evaluating sedimentation problems in activated sludge treatment plants operating at complete sludge retention time. **Water Research**, v. 69, p. 20- 29, 2015.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22 ed. **American Public Health Association Publisher**. Washington, DC, 1496p, 2012.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. **American Public Health Association Publisher**. Washington, DC, 1496p, 2005.
- AQUAMEC Equipamentos S/A. **Manual de Operação ETE II – Mulembá**. São Paulo, 2013. 106 p.
- ARANEDA, M.; PAVEZ, J.; LUZA, B.; JEISON, D. Use of activated sludge biomass as an agent for advanced primary separation. **Journal of Environmental Management**, v. 192, p. 156-162, 2017.
- BALDOCK, T.E.; TOMKINS, M.R.; NIELSEN, P.; HUGHES, M.G. Settling velocity of sediments at high concentrations. **Coastal engineering**. v. 51, p. 91-100, 2004.
- BAO, D. J.; LIU, Z. M.; LI, J. Research on UNITANK technology and its application in municipal wastewater treatment plant. **Applied Mechanics and Materials**. Trans. Tech Publications, v. 361-363, p. 640-643, 2013.
- BARBOSA, C. A. C.; SOUZA, M. A. A. Sedimentabilidade do lodo secundário obtido no processo de lodos ativados com remoção biológica de nutrientes. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 26., 1998, Lima. **Anais...** São Paulo: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), 1998. p. 1-21.
- BENTO, A. P. **Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC**: um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo. 2000. 184f. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.
- BENTO, A. P.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.10, n. 4, p. 329-338, 2005.
- BERKTAY, A. Properties of sludge produced from the pressurized wastewater treatment process. **Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences**, v. 22, n. 5, p. 377-386, 1998.

BUSSAB, W. O.; MORETTIN, P. A. **Estatística básica**. 6. ed. São Paulo: Saraiva, 2010. 557 p.

BYE, C.M.; DOLD, P.L. Sludge volume index settleability measures: effect of solids characteristics and test parameters. **Water environment research**, v. 70, n. 1, p. 87-93, 1998.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2007. 255 p.

CAMPOS, A. L. O. **Comportamento de dois reatores em batelada sequenciais aeróbios com diferentes idades do lodo e retorno total do lodo em excesso após desintegração com ultra-som**. 2002. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2002.

CATUNDA, P. F. C.; van HAANDEL, A. C. Activated sludge settling part I: Experimental determination of activated sludge settleability. **Water SA**, v. 18, n. 3, p. 165-172, 1992.

CESAN - COMPANHIA ESPÍRITO SANTENSE DE SANEAMENTO. **Relatório de Gestão Nível II – PNQS/2014**. Vitória: Companhia Espírito Santense de Saneamento, 2014.

CESAN inicia fase de teste da maior estação de tratamento de esgoto de Vitória. **Cesan**, Vitória, 29 out. 2011. Notícias. Disponível em: <<http://www.cesan.com.br/noticias/cesan-inicia-fase-de-teste-da-maior-estacao-de-tratamento-de-esgoto-de-vitoria/>>. Acesso em: 29 out. 2015.

CETIN, F. D.; SÜRÜCÜ, G. Effects of temperature and pH on the settleability of activated sludge flocs. **Water Science and Technology**, v. 22, n. 9, p. 249-254, 1990.

CHARNET, R.; FREIRE, C. D. L.; CHARNET, E. M.; BONVINO, H. **Análise de modelos de regressão linear com aplicações**. Campinas: Unicamp, 1999. 356p.

CHEN, G. W.; CHANG I. L.; HUNG W. T.; LEE, D. J. Regimes for zone settling of waste activated sludges. **Water Research**, v. 30, n. 8, p. 1844-1850, 1996.

CHO, S. H.; COLIN, F.; SARDIN, M.; PROST, C. Settling velocity model of activated sludge. **Water Research**, v. 27, n. 7, p. 1237-1242, 1993.

COMA, M.; VERAWATY, M.; PIJUAN, M.; YUAN, Z.; BOND, P. L. Enhancing aerobic granulation for biological nutrient removal from domestic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 103, n. 1, p. 101-108, 2012.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, n. 92, 16 mai. 2011, p. 89, 2011.

COSTA, A. G.; FERREIRA, A. F.; van HAANDEL, A. Monitoramento da atividade bacteriana de um sistema de lodos ativados Bardenpho por meio da respirometria. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 17-23, 2007.

COSTA, N. H. A. D.; SERAPHIN, J. C.; ZIMMERMANN, F. J. P. Novo método de classificação de coeficientes de variação para a cultura do arroz de terras altas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 3, p. 243-249, 2002.

CUNHA, M. V. P. O. **Importância da frequência de descarte de lodo na eficiência dos decantadores de estações de tratamento de água em ciclo completo**. 2004. 263f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará, Belém, 2004.

CUTHBERTSON, A.I.; DONG, P.; KING, S.; DAVIES, P. Hindered settling velocity of cohesive/non-cohesive sediment mixtures. **Coastal Engineering**, v. 55, p.1197-1208, 2008.

de CLERCQ, J., JACOBS, F., KINNEAR, D. J., NOPENS, I., DIERCKX, R. A., DEFRANCQ, J., VANROLLEGHEM, P. A. Detailed spatio-temporal solids concentration profiling during batch settling of activated sludge using a radiotracer. **Water Research**, v. 39, n. 10, p. 2125-2135, 2005.

de CLERCQ, J.; NOPENS, I.; DEFRANCQ, J.; VANROLLEGHEM, P. A. Extending and calibrating a mechanistic hindered and compression settling model for activated sludge using in-depth batch experiments. **Water Research**, v. 42, n. 3, p. 781-791, 2008.

de KREUK, M. K.; KISHIDA, N.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Aerobic granular sludge—state of the art. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 8-9, p. 75-81, 2007.

DEORSOLA, A. B. **Influência dos Cátions (Sódio, Potássio, Cálcio e Magnésio) no Tratamento Biológico de Efluentes**. 2006. 162p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Programa de Pós-graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

DERLON, N.; THÜRLIMANN, C.; DÜRRENMATT, D.; VILLEZ, K. Batch settling curve registration via image data modeling, **Water Research**, v. 114, pg. 327-337, 2017.

DICK, R. I.; VESILIND, P. A. The sludge volume index: what is it?. **Water Pollution Control Federation**, v. 41, n. 7, p. 1285–1291, 1969.

DOMINIAK, D.; CHRISTENSEN, M.; KEIDING, K.; NIELSEN, P. H. Gravity drainage of activated sludge: new experimental method and considerations of settling velocity, specific cake resistance and cake compressibility. **Water Research**, v. 45, n. 5, p. 1941-1950, 2011.

DUTTA, A.; SARKAR, S. Sequencing Batch Reactor for Wastewater Treatment: Recent Advances. **Current Pollution Reports**, v. 1, n. 3, p. 177-190, 2015.

EIKELBOOM, D. H.; ANDREADAKIS, A.; ANDREASEN, K. Survey of filamentous populations in nutrient removal plants in four European countries. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 4-5, p. 281-289, 1998.

ERIKSSON, L.; STEEN, I.; TENDAJ, M. Evaluation of sludge properties at an activated sludge plant. **Water Science and Technology**, v. 25, n. 6, p. 251-265, 1992.

FDZ-POLANCO, F.; MENDEZ, E.; URUENA, M. A.; VILLAVERDE, S.; GARCIA P. A. Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification. **Water Research**, v. 34, n. 16, p. 4081-4089, 2000.

FOOT, R. J.; ROBINSON, M. S. Activated sludge bulking and foaming: microbes and myths. **Handbook of Water and Wastewater Microbiology**, p. 525-543, 2003.

FREIRE, D. D. C. **Tratamento biológico aeróbio de efluentes salinos-Água de produção de petróleo**. 1999. 169 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1999.

GE, S.; PENG, Y.; WANG, S.; GUO, J.; MAB, B.; ZHANG, L. CAO, X. Enhanced nutrient removal in a modified step feed process treating municipal wastewater with different inflow distribution ratios and nutrient ratios. **Bioresource technology**, v. 101, n. 23, p. 9012-9019, 2010.

GIOKAS, D.L.; DAIGGER, G.T.; von SPERLING, M.; KIM, Y.; PARASKEVAS, P.A. Comparison and evaluation of empirical zone settling velocity parameters based on sludge volume index using a unified settling characteristics database. **Water Research**, v. 37, n. 16, p. 3821-3836, 2003.

GOMES, F. C. **Decantação acelerada: alternativa para o tratamento de vazão excedente de esgoto-estudo na ETE Martim de Sá (Caraguatatuba/SP)**. 2010. 197f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

GOVOREANU, R.; SEGHERS, D.; NOPENS, I.; DE CLERCQ, B.; SAVEYN, H.; CAPALozza, C.; van der MEEREN, P.; VERSTRAETE, W.; TOP, E.; VANROLLEGHEM, P. A. Linking floc structure and settling properties to activated sludge population dynamics in an SBR. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 12, p. 9-18, 2003.

GRAVELEAU, L.; COTTEUX, E.; DUCHÈNE, P. Bulking and foaming in France: The 1999–2001 survey. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 33, n. 3, p. 223-231, 2005.

GRAY, N. F. **Biology of wastewater treatment**. 2 ed. Imperial College Press, 2004.

GUO, F.; ZHANG, T. Profiling bulking and foaming bacteria in activated sludge by high throughput sequencing. **Water Research**, v. 46, n. 8, p. 2772-2782, 2012.

GUO, W. Q.; YANG, S. S.; XIANG, W. S.; WANG, X. J.; REN, N. Q. Minimization of excess sludge production by in-situ activated sludge treatment processes - A comprehensive review. **Biotechnology Advances**, v. 31, n. 8, p. 1386-1396, 2013.

HERMOSO, A. R.; FERREIRA, S.; da SILVA, E. R.; de MORAIS, J. L. Correlação entre a microfauna e parâmetros físico-químicos de um sistema de lodos ativados de uma indústria de refrigerantes. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 4, p. 16-22, 2006.

HETTLER, E. N.; GULLIVER, J. S.; KAYHANIAN, M. An elutriation device to measure particle settling velocity in urban runoff. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 24, p. 5444-5453, 2011.

HIGGINS, M. J.; NOVAK, J. T. The effect of cations on the settling and dewatering of activated sludges: laboratory results. **Water Environment Research**, v. 69, n. 2, p. 215-224, 1997.

INOCENCIO, S. N. **Contribuição para o Estudo do Processo de Lamas Ativadas com vista à Redução de Custos de Operação**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Ciências e Tecnologias, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2012.

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

JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G. T. **Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming and other solids separation problems**. 3. ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003.

JIN, B.; WILÉN, B.M.; LANT, P. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge. **Chemical Engineering Journal**, v. 95, n. 1, p. 221-234, 2003.

JIN, L.; ZHANG, G.; TIAN, H. Current state of sewage treatment in China. **Water Research**, v. 66, p. 85-98, 2014.

JONES, P. A.; SCHULER, A. J. Seasonal variability of biomass density and activated sludge settleability in full-scale wastewater treatment systems. **Chemical Engineering Journal**, v. 164, n. 1, p. 16-22, 2010.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KEIDING, K.; NIELSEN, P. H. Desorption of organic macromolecules from activated sludge: effect of ionic composition. **Water Research**, v. 31, n. 7, p. 1665-1672, 1997.

KEPPEL SEGHERS. Water Solutions: UNITANK – Wastewater treatment. Texto disponibilizado em 2006. In: **Keppel & Seghers**. Disponível em: <<http://www.keppelseghers.com/>>. Acesso em: 14 jun. 2016.

KINCANNON, D. F.; GAUDY, A. F. Response of biological waste treatment systems to changes in salt concentrations. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 10, n. 4, p. 483-496, 1968.

KOO, S. Estimation of hindered settling velocity of suspensions. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 15, p. 45-49, 2009.

KOTAY, S.M.; DATTA, T.; CHOI, J.; GOEL, R. Biocontrol of biomass bulking caused by *Haliscomenobacter hydrossis* using a newly isolated lytic bacteriophage. **Water Research**, v.45, p.694–794, 2011.

KRISHNA, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge. **Water Research**, v. 33, n. 10, p. 2374-2382, 1999.

KRUIT, J.; HULSBEEK, J.; VISSER, A. Bulking sludge solved?. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 1-2, p. 457-464, 2002.

LAUREANO, G. H. C. **Coeficiente de correlação intraclasses**: comparação entre métodos de estimação clássico e bayesianos. 2011. 69f. Monografia (Bacharel em Estatística) – Departamento de Estatística, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

LEE, C. S.; ROBINSON, J.; CHONM. F. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 92, n. 6, p. 489-508, 2014.

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

LI, B.; STENSTROM, M. K. A sensitivity and model reduction analysis of one-dimensional secondary settling tank models under wet-weather flow and sludge bulking conditions. **Chemical Engineering Journal**, v. 288, p. 813-823, 2016.

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

LI, X. Y.; YUAN, Y. Settling velocities and permeabilities of microbial aggregates. **Water Research**, v. 36, n. 12, p. 3110-3120, 2002.

LIMA, A. L. O.; OVANI, J. G. B.; CANUTO, L. S.; GIRONDOLI, L. M.; GOULART, L. A. **Influência do aporte de água salina da ETE Grande Vitória**. Vitória: Companhia Espírito Santense de Saneamento, 2017.

LIMA, M. R. P. **Uso de estufa agrícola para secagem e higienização do lodo de esgoto**. 2009. 288 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

LIU, Y. Q.; TAY, J. H. Influence of starvation time on formation and stability of aerobic granules in sequencing batch reactors. **Bioresource technology**, v. 99, n. 5, p. 980-985, 2008.

LIU, Y. Q.; TAY, J. H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, n. 7, p. 533-563, 2004.

LIU, Y. Q.; TAY, J. H. Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. **Biotechnology Advances**, v. 19, n. 2, p. 97-107, 2001.

LIU, Y.; LIU, H.; CUI, L.; ZHANG, K. The ratio of food-to-microorganism (F/M) on membrane fouling of anaerobic membrane bioreactors treating low-strength wastewater. **Desalination**, v. 297, p. 97-103, 2012.

LIU, Y.; PAN, Y.; HUANG, D.; WANG, Q. Fault prognosis of filamentous sludge bulking using an enhanced multi-output gaussian processes regression. **Control Engineering Practice**, v. 62, p. 46-54, 2017.

LUO, J.; HAO, T.; WEI, L.; MACKEY, H. R.; LIN, Z.; CHEN, G. H. Impact of influent COD/N ratio on disintegration of aerobic granular sludge. **Water Research**, v. 62, p. 127-135, 2014.

MAHDY, A.; MENDEZ, L.; BALLESTEROS, M.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. Algal culture integration in conventional wastewater treatment plants: anaerobic digestion comparison of primary and secondary sludge with microalgae biomass. **Bioresource technology**, v. 184, p. 236-244, 2015.

MALLASEN, M.; VALENTI, W. C. Efeito da composição iônica da água do mar artificial no desenvolvimento de larvas de *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879) [Crustacea, Decapoda] no estágio II. **Acta Scientiarum**, v. 20, n. 2, p. 195-200, 1998.

MANCELL-EGALA, W. A.; KINNEAR, D. J.; JONES, K. L.; DE CLIPPELEIR, H.; TAKACS, I.; MURTHY, S. N. Limit of stokesian settling concentration characterizes sludge settling velocity. **Water Research**, v. 90, p. 100-110, 2016.

MANCELL-EGALA, W. A.; SU, C.; TAKACS, I.; NOVAK, J. T.; KINNEAR, D. J.; MURTHY, S. N.; DE CLIPPELEIR, H. Settling regimen transitions quantify solid separation limitations through correlation with floc size and shape. **Water Research**, v. 109, p. 54-68, 2017.

MARTINS NETO, H. **Sistema cíclico de lodo ativado empregado para remoção biológica de nutrientes de esgoto sanitário**. 2014. 145f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

MARTINS, A. M.; PAGILLA, K.; HEIJNEN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. Filamentous bulking sludge—a critical review. **Water Research**, v. 38, n. 4, p. 793-817, 2003.

MCCURDY, K.; CARLSON, K.; GREGORY, D. Floc morphology and cyclic shearing recovery: comparison of alum and polyaluminum chloride coagulants. **Water Research**, v. 38, n. 2, p. 486-494, 2004.

MEDEIROS, D. R. **Eficiência, sedimentabilidade e composição da microfauna de sistemas de lodos ativados de fluxo contínuo e em batelada, removendo nitrogênio**. 2005. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

MELO, P. **Coeficiente de variação**. Disponível em: <<https://www.estudopratico.com.br/coeficiente-de-variacao-formula-calculando-e-informacoes/>>. Acesso em: 16 out. 2017.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2015.

MURTHY, S. N.; NOVAK, J. T. Effects of potassium ion on sludge settling, dewatering and effluent properties. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 4-5, p. 317-324, 1998.

NGUYEN, T. P.; HANKINS, N. P.; HILAL, N. A comparative study of the flocculation behaviour and final properties of synthetic and activated sludge in wastewater treatment. **Desalination**. v. 204, n. 1, p. 277-295, 2007.

NIELSEN, P. H.; KRAGELUND, C.; SEVIOUR, R. J.; NIELSEN, J. L. Identity and ecophysiology of filamentous bacteria in activated sludge. **FEMS microbiology reviews**, v. 33, n. 6, p. 969-998, 2009.

ODEBRECHT Infraestura LTDA. **Data-book ETE Mulembá**. Rio de Janeiro, 2013. 743 p.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; von SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: Análise de desempenho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.

ORTEGA-RIVAS, E. **Unit Operations of Particulate Solids: Theory and Practice**. Estados Unidos da América: CRC Press, 2011.

PALM, J. C.; JENKINS, D.; PARKER, D. S. Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely-mixed activated sludge process. **Journal Water Pollution Control Federation**, n. 52, p. 2484-2506, 1980.

PARKER, D. S.; KINNEAR, D. J.; WAHLBERG, E. J. Review of folklore in design and operation of secondary clarifiers. **Journal of environmental engineering**, v. 127, n. 6, p. 476-484, 2001.

PAULA, L. G. A. **Avaliação da influência das condições operacionais e da configuração de sistemas de lodo ativado sobre a sedimentabilidade do lodo**. 2014. 124f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

PAVONI, J. L.; TENNEY, M. W.; ECHELBERGER JR, W. F. Bacterial exocellular polymers and biological flocculation. **Journal Water Pollution Control Federation**, p. 414-431, 1972.

PETERLI, Z. **Modelagem termodinâmica da secagem e higienização de lodo com aproveitamento da energia térmica de baixa temperatura dos sopradores de ar de estação de tratamento de esgoto sanitário do tipo lodo ativado**. 2015.

208f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) - Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

PINTO, J. S.; LOPES, J. M.; OLIVEIRA, J. V.; AMARO, J. P.; COSTA, L. D. **Coeficiente de correlação Intraclasse**. Faculdade de Medicina do Porto, Portugal. Disponível em <<https://users.med.up.pt/~joakim/intromed/coeficientecorrelacaointraclasse.htm>>. Acesso em 23 mar. 2017.

PIRO, P.; CARBONE, M.; PENNA, N.; MARSALEK, J. Characterization of the settling process for wastewater from a combined sewer system. **Water Research**, v. 45, n. 20, p. 6615-6624, 2011.

PLÓSZ, B. G.; DE CLERCQ, J.; NOPENS, I.; BENEDETTI, L.; VANROLLEGHEM, P. A. Shall we upgrade one-dimensional secondary settler models used in WWTP simulators?—An assessment of model structure uncertainty and its propagation. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 8, p. 1726-1738, 2011.

PRONK, M.; de KREUK, M. K.; de BRUIN, B.; KAMMINGA, P.; KLEEREBEZEM, R. V.; van LOOSDRECHT, M. C. M. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, v. 84, p. 207-217, 2015.

QIU, Y.; SHI, H.; HE, M. Nitrogen and phosphorous removal in municipal wastewater treatment plants in China: A review. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2010, 2010.

RAMALHO, R. S. **Tratamiento de Aguas Residuales**. Editora Reverte S.A.: Barcelona, 1991.

RAMIN, E.; WÁGNER, D. S.; YDE, L.; BINNING, P. J.; RASMUSSEN, M. R.; MIKKELSEN, P. S.; PLÓSZ, B. G. A new settling velocity model to describe secondary sedimentation. **Water Research**, v. 66, p. 447- 458, 2014.

RICHARD, M.; BROWN, S.; COLLINS, F. Activated sludge microbiology problems and their control. In: ANNUAL USEPA NATIONAL OPERATOR TRAINERS CONFERENCE, 20., 2003, New York. **Anais...** New York: USEPA, 2003. p. 1-21.

RICORDEL, C.; DJELAL, H. Treatment of landfill leachate with high proportion of refractory materials by electrocoagulation: System performances and sludge settling characteristics. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1551-1557, 2014.

RIOVIVO. **Procedimento Operacional de Laboratório**: Análise de microscopia do lodo e filamentos. POL 05, Revisão 00, Vitória, 01.08.2016.

RIOVIVO. Relatório analítico, de 05 jun. 2017. **Rio Vivo Saneamento e Sustentabilidade LTDA**, Vitória, 2017a.

RIOVIVO. Relatório analítico, de 05 jul. 2017. **Rio Vivo Saneamento e Sustentabilidade LTDA**, Vitória, 2017b.

RIOVIVO. Relatório analítico, de 19 jul. 2017. **Rio Vivo Saneamento e Sustentabilidade LTDA**, Vitória, 2017c.

RIOVIVO. **Unidade Vitória**. Disponível em: <<http://www.riovivo.com.br/br/unidades/vitoria/>>. Acesso em: 06 nov. 2017.

SANIN, F. D.; VATANSEVER, A.; TURTIN, I.; KARA, F.; DURMAZ, B.; SESAY, M. L. Operational conditions of activated sludge: Influence on flocculation and dewaterability. **Drying Technology**, v. 24, n. 10, p. 1297-1306, 2006.

SANTOS, L. S. **A influência da salinidade nos processos de tratamento de efluentes por lodos ativados**. 2012. 102p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

SCHULER, A. J.; JANG, H. Density effects on activated sludge zone settling velocities. **Water Research**, v. 41, n. 8, p. 1814-1822, 2007.

SCHWARZENBECK, N.; ERLEY, R.; WILDERER, P. Aerobic granular sludge in a SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. **Water Science and Technology**, v 49, p 41-46, 2004.

SEGHES KEPEL TECHNOLOGY DO BRASIL LTDA. **Manual de Operação: planta de tratamento de efluentes Vitória - Projeto Prodesan**. São Paulo, 2003. 129 p.

SEMBLANTE, G. U.; HAI, F. I.; BUSTAMANTE, H.; PRICE, W. E.; NGHIEM, L. D. Effects of sludge retention time on oxic-settling-anoxic process performance: Biosolids reduction and dewatering properties. **Bioresource technology**, v. 218, p. 1187-1194, 2016.

SEZGIN, M. Variation of sludge volume index with activated sludge characteristics. **Water Research**, v. 16, n. 1, p. 83-88, 1982.

SEZGIN, M.; JENKINS, D.; PALM, J. C. Floc size, filament length and settling properties of prototype activated sludge plants. **Progress in Water Technology**, v. 12, n. 3, 1980.

SHESKIN, D. J. **Parametric and nonparametric statistical procedures**. Boca Raton: Chapman & Hall/CRC, 2000.

SILVA FILHO, H. A. **Determinação de propriedades bioquímicas e mecânicas de biomassas de sistemas de lodo ativado para concepção de projetos otimizados**. 2014. 332f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2014.

SIMAN, R. R. **Reator de leito expandido em escala plena com zonas anaeróbia e aeróbia sobrepostas: Remoção conjunta de matéria orgânica e nutrientes e estudo do comportamento microbiológico do biofilme, por respirometria e microsensor de OD**. 2007. 256f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

SOBECK, D. C.; HIGGINS, M. J. Examination of three theories for mechanisms of cation-induced bioflocculation. **Water Research**, v. 36, n. 3, p. 527-538, 2002.

SOUSA, C. A. **Controle do intumescimento filamentoso em um sistema de lodos ativados utilizando seletores biológicos**. 2002. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

SOUSA, J. P. **Caracterização da decantabilidade das Lamas Activadas da ETAR de Sobreiras Porto, via determinação fisiológica global através da monitorização de SOUR**. 2011. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, 2011.

SVAROVSKY, L. **Solid-liquid separation**. Grã-Bretanha: Butterworth-Heinemann, 2000.

TAKÁCS, I.; FLEIT, E. Modelling of the micromorphology of the activated sludge floc: low DO, low F/M bulking. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 2, p. 235-243, 1995.

TOGNON, A. P. **Reprodutibilidade de medidas ecocardiográficas da massa ventricular esquerda no Estudo Longitudinal da Saúde do Adulto**. 77 f. Dissertação (Mestrado em Epidemiologia) – Programa de Pós-graduação em Epidemiologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

TOMMASI. Relatório analítico, de 31 mai. 2017. **Tommasi Analítica LTDA**, nº 002-64434-72, Vila Velha, 2017.

TRELLES, I. J.; MAHAMUD, M. M.; LAVÍN, A. G.; DÍAZ, M. Sludge settling prediction in sequencing batch reactor plants. **Journal of Cleaner Production**, v. 152, p. 115-124, 2017.

URBAIN, V.; BLOCK, J. C.; MANEM, J. Bioflocculation in activated sludge: an analytic approach. **Water Research**, v. 27, n. 5, p. 829-838, 1993.

van HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicação para Projetos e Operação**. Campina Grande: Epigraf, 1999. 488p.

VANDERHASSELT, A.; VERSTRAETE, W. Short-term effects of additives on sludge sedimentation characteristics. **Water Research**, v. 33, n. 2, p. 381-390, 1999.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts. **Environmental pollution**, v. 102, n. 1, p. 717-726, 1998.

VESILIND, P. A. Design of prototype thickeners from batch settling tests. **Water Sewage Works**, v. 115, n. 7, p. 302-307, 1968

von SPERLING, M. **Lodos ativados**. v.6. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária, 2002.

von SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. v.2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária, 1996.

- von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. v. 1. Londres: IWA publishing, 2005a.
- von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. v. 2. Londres: IWA publishing, 2005b.
- von SPERLING, M.; FRÓES, C. M. V. Determination of the required surface area for activated sludge final clarifiers based on a unified database. **Water Research**, v. 33, n. 8, p. 1884-1894, 1999.
- VRIENS, L.; EYBEN, D. New processes for the advanced treatment of wastewaters. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 4, n. 1, p. 37-58, 1988.
- WILÉN, B. M.; LUMLEY, D.; MATTSSON, A.; MINO, T. Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale activated sludge plant. **Water Research**, v. 42, n. 16, p. 4404-4418, 2008.
- YANG, Q.; ZHAO, H.; DU, B. Bacteria and bacteriophage communities in bulking and non-bulking activated sludge in full-scale municipal wastewater treatment systems. **BioChemical Engineering Journal**, v. 119, p. 101-111, 2017.
- YOUSUF, I. **Methods for estimation and comparison of activated sludge settleability**. In: 38th Annual WIOA Old Water Industry Operations Conference, Parklands, Gold Coast. 2013.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4. ed. New Jersey: Prentice Hall Inc., 1999.
- ZHANG, C.; GENG, X.; WANG, H.; ZHOU, L.; WANG, B. Emission factor for atmospheric ammonia from a typical municipal wastewater treatment plant in South China. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 963-970, 2017.
- ZHANG, D.; LI, Z.; LU, P.; ZHANG, T.; XU, D. A method for characterizing the complete settling process of activated sludge. **Water Research**, v. 40, n. 14, p. 2637-2644, 2006.
- ZHANG, F.; LIU, J.; SUI, J. Sludge concentration dynamic distribution and its impact on the performance of UNITANK. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 2, p. 141-147, 2007.
- ZHANG, Y.; WANG, H.; QI, L.; LIU, G.; HE, Z.; JIANG, S. Simple model of sludge thickening process in secondary settlers. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 10, n. 2, p. 319-326, 2016.
- ZHOU, J. H.; ZHAO, H.; HU, M.; YU, H. T.; XU, X. Y.; VIDONISH, J.; ALVAREZ, P. J. J.; ZHU, L. Granular activated carbon as nucleating agent for aerobic sludge granulation: Effect of GAC size on velocity field differences (GAC versus flocs) and aggregation behavior. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 358-363, 2015.
- ZITA, A.; HERMANSSON, M. Effects of ionic strength on bacterial adhesion and stability of flocs in a wastewater activated sludge system. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 60, n. 9, p. 3041-3048, 1994.

## APÊNDICE A – Ensaio de VSZ

A Tabela A.1 apresenta as condições experimental durante a realização dos ensaios de VSZ da ETE Mulembá II. Já os diagramas apresentados nas Figuras A.1 a A.16, para todos os 16 ensaios de sedimentabilidade realizados, bem como respectiva correlação semilog.

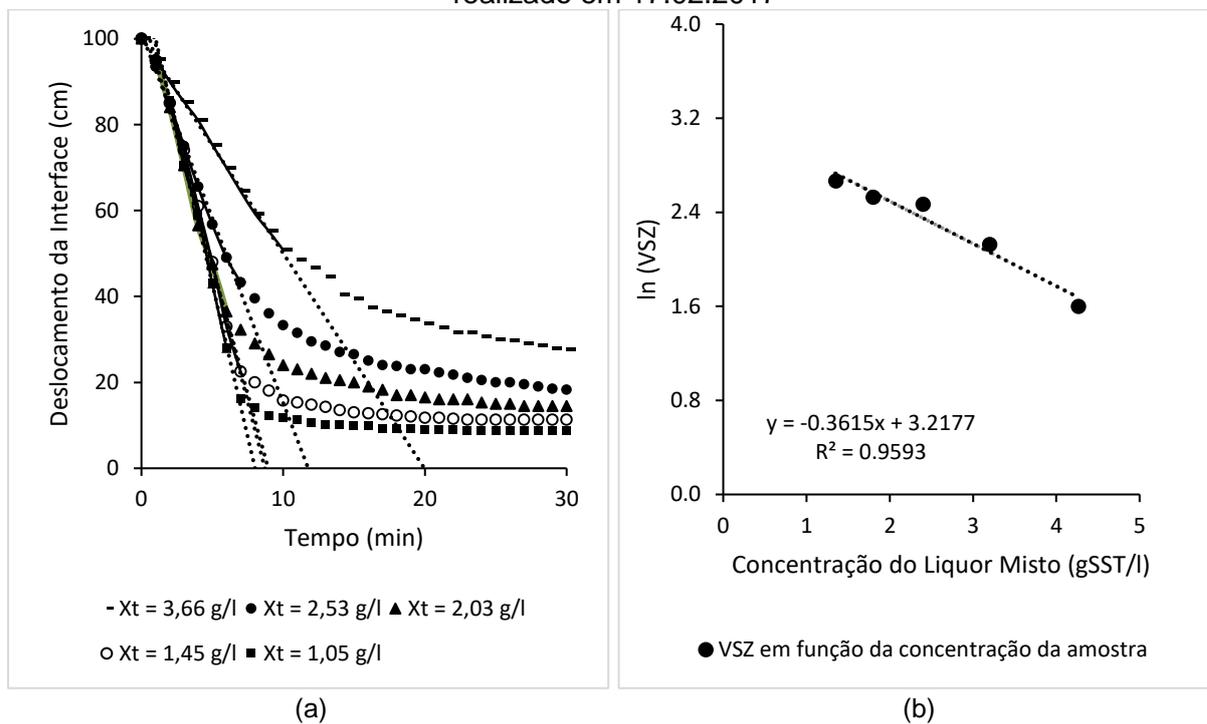
Tabela A.1 – Condições operacionais da ETE Mulembá II durante a coleta de liquor misto para a realização dos ensaios de sedimentabilidade

Ensaio	Data	Hora da coleta	Ponto de Monitoramento	
			Reator	Tempo de operação da fase
1	17.02.2017	13:43	Tanque Aeração D	01:50
2	28.02.2017	08:56	Tanque Aeração D	00:47
3	05.04.2017	11:02	Tanque Aeração B	00:40
4	13.04.2017	07:55	Tanque Aeração B	01:15
5	20.04.2017	13:20	Tanque Aeração B	00:55
6	05.05.2017	07:35	Tanque Aeração D	02:00
7	10.05.2017	13:10	Tanque Aeração D	02:25
8	16.05.2017	10:33	Tanque Aeração B	01:10
9	25.05.2017	07:00	Tanque Aeração B	02:10
10	01.06.2017	06:40	Tanque Aeração B	01:20
11	08.06.2017	05:40	Tanque Aeração B	00:30
12	18.06.2017	11:10	Tanque Aeração B	01:45
13	23.06.2017	13:25	Tanque Aeração D	00:30
14	29.06.2017	10:15	Tanque Aeração D	00:20
15	06.07.2017	07:59	Tanque Aeração B	01:00
16	19.07.2017	13:07	Tanque Aeração B	00:40

Nota: Tempo de operação da fase corresponde ao período de operação da Primeira ou da Segunda Fase Principal, tendo como tempo usual de operação 3 (três) horas.

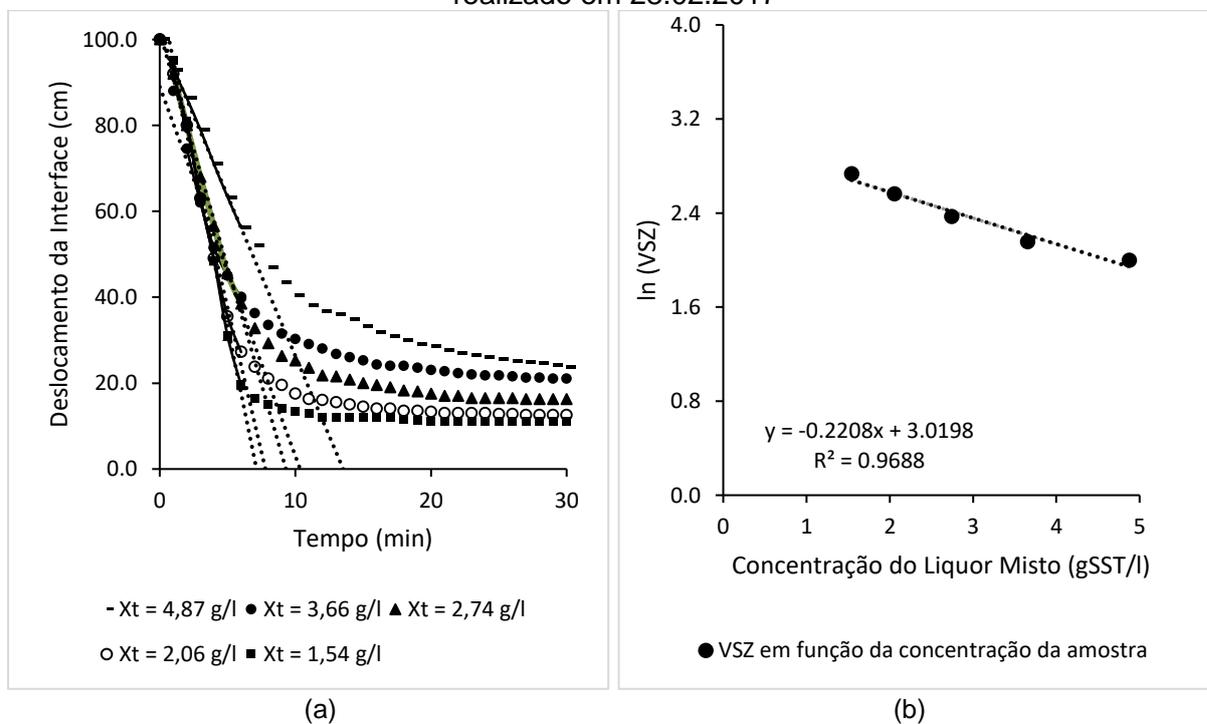
Fonte: Autoria própria.

Figura A.1 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 01 (a) e correlação semilog (b) realizado em 17.02.2017



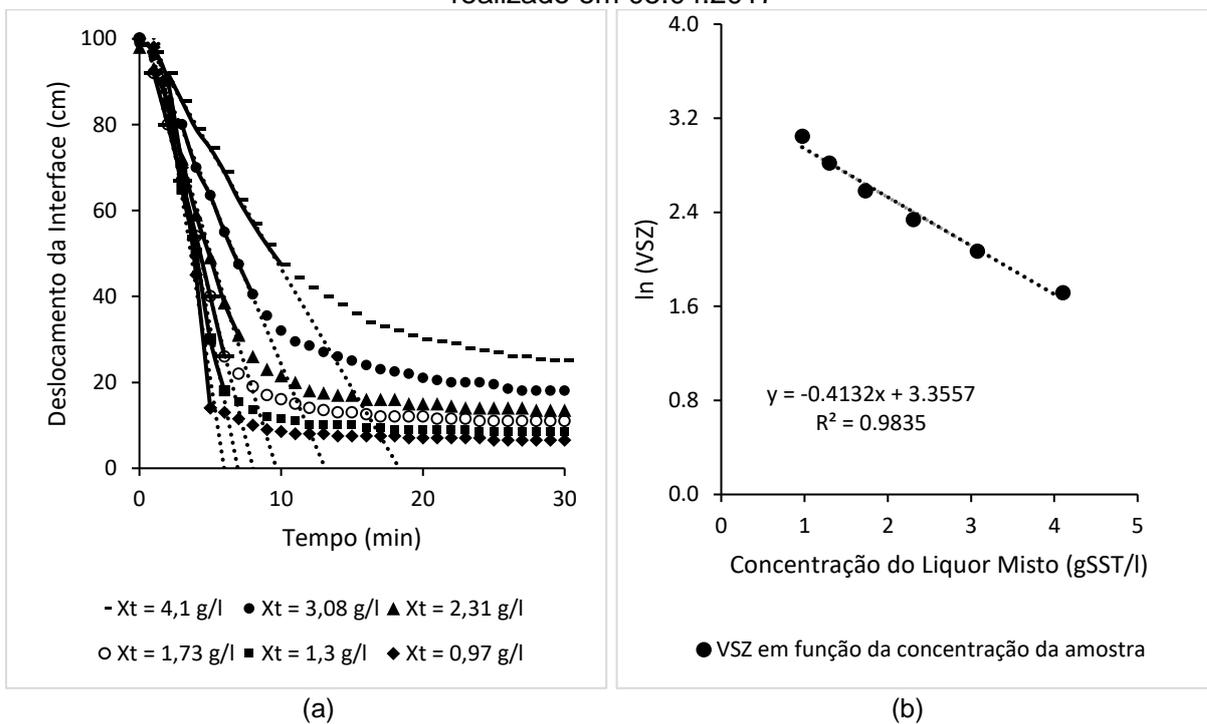
Fonte: Autoria própria.

Figura A.2 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 02 (a) e correlação semilog (b) realizado em 28.02.2017



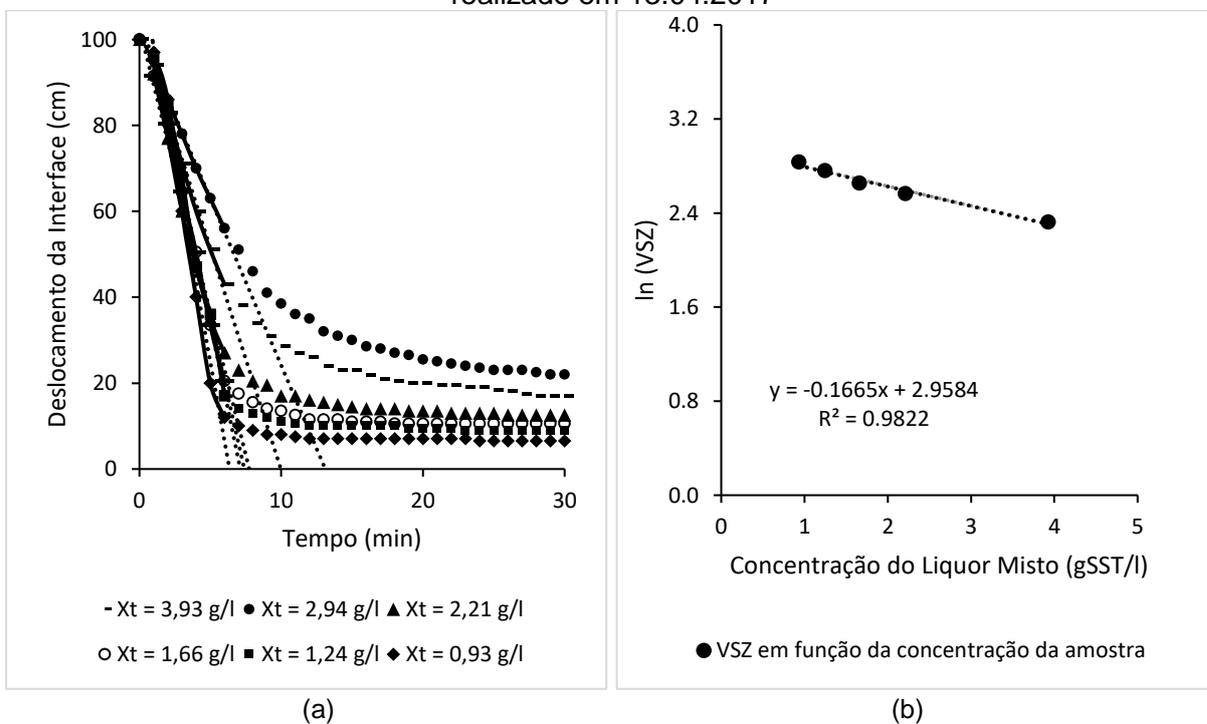
Fonte: Autoria própria.

Figura A.3 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 03 (a) e correlação semilog (b) realizado em 05.04.2017



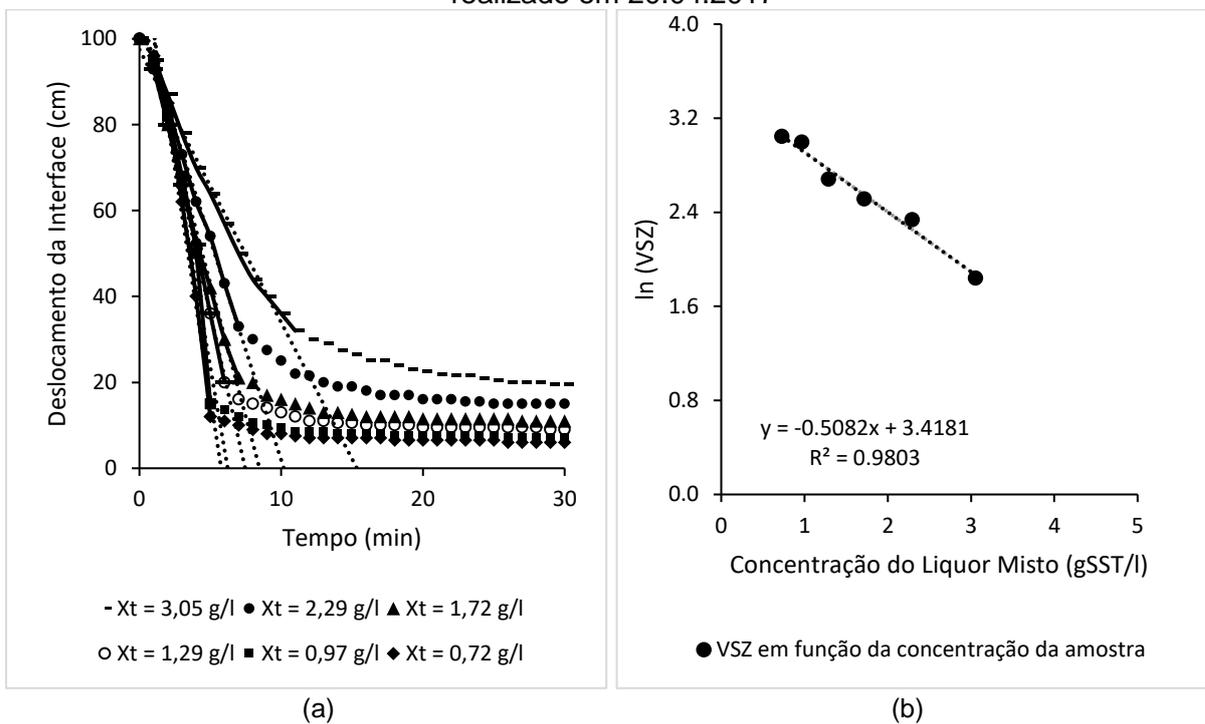
Fonte: Autoria própria.

Figura A.4 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 04 (a) e correlação semilog (b) realizado em 13.04.2017



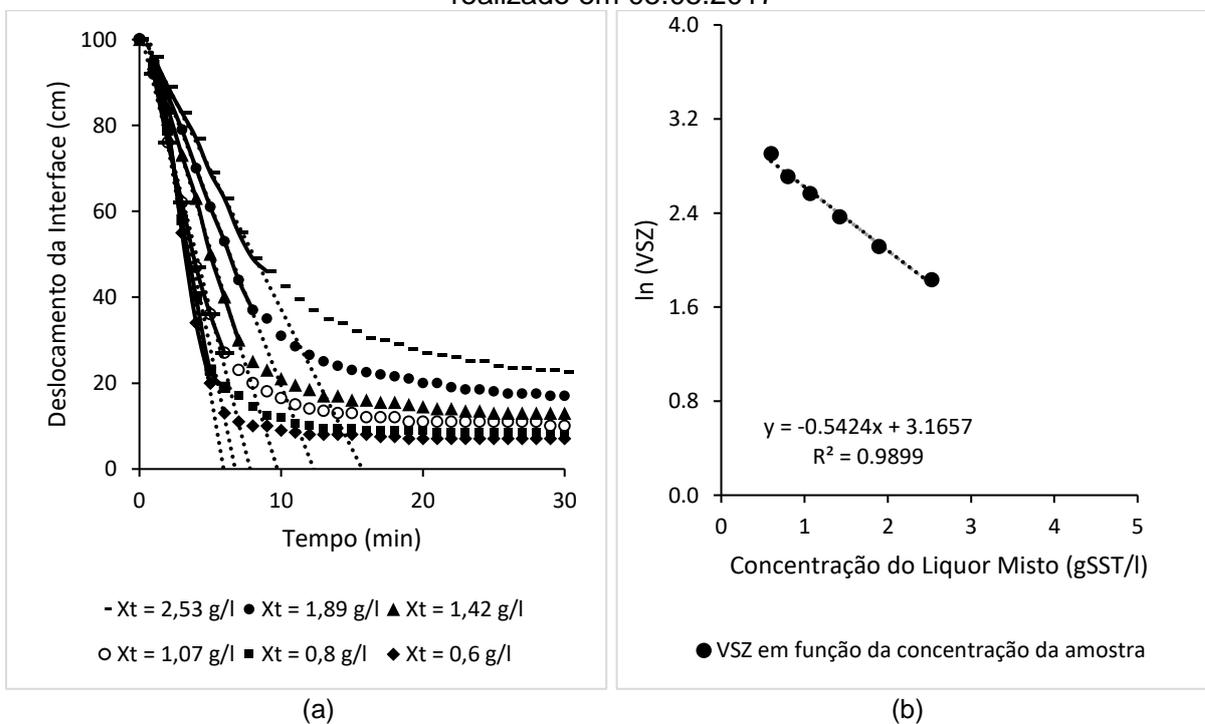
Nota: Excluído ln VSZ da Diluição 1, pois estava atípico.  
 Fonte: Autoria própria.

Figura A.5 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 05 (a) e correlação semilog (b) realizado em 20.04.2017



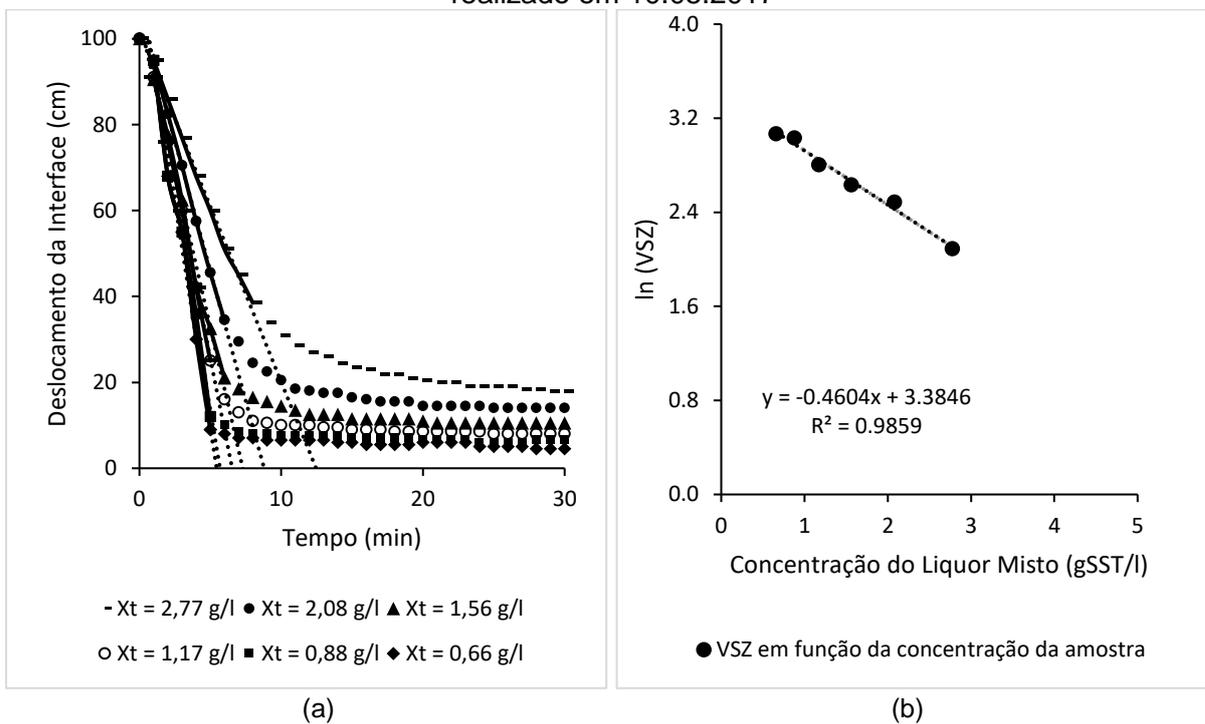
Fonte: Autoria própria.

Figura A.6 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 06 (a) e correlação semilog (b) realizado em 05.05.2017



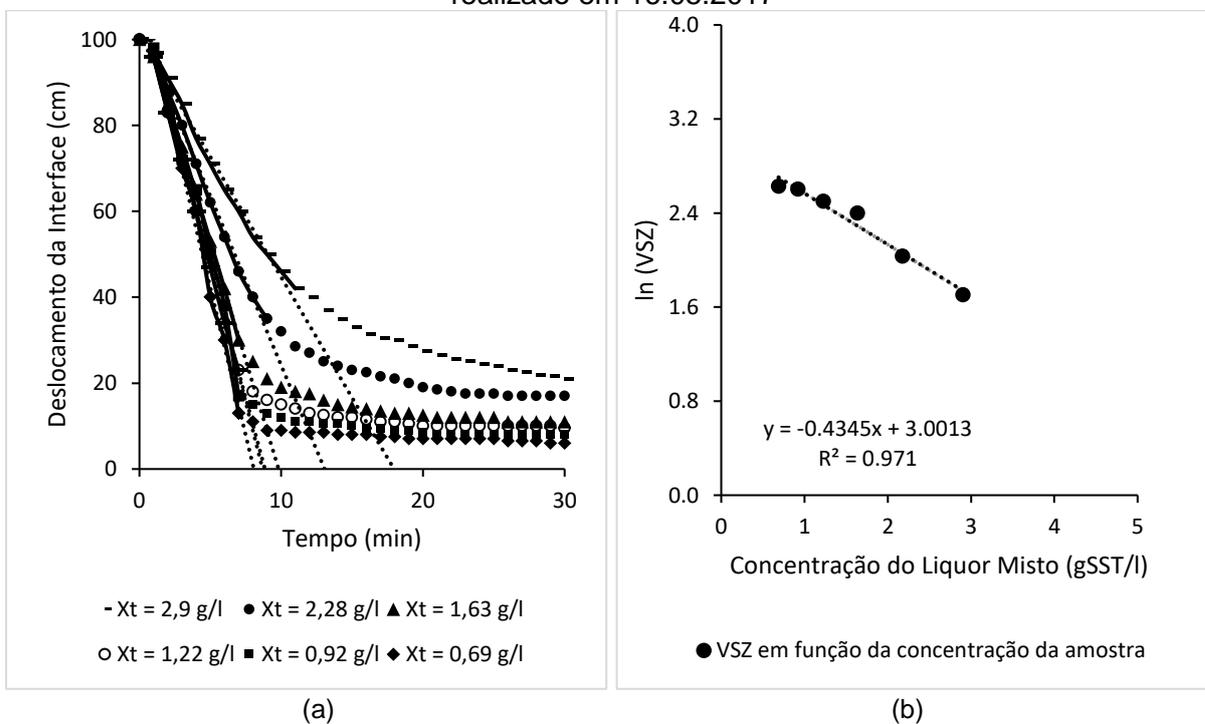
Fonte: Autoria própria.

Figura A.7 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 07 (a) e correlação semilog (b) realizado em 10.05.2017



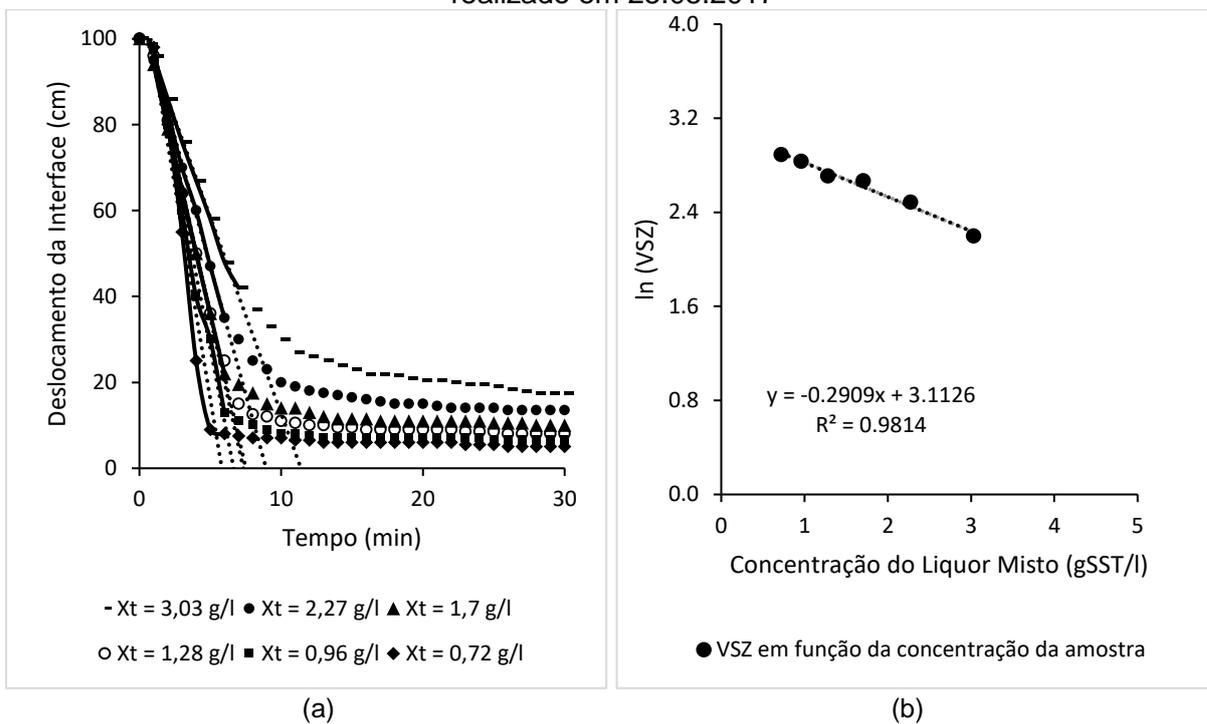
Fonte: Autoria própria.

Figura A.8 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 08 (a) e correlação semilog (b) realizado em 16.05.2017



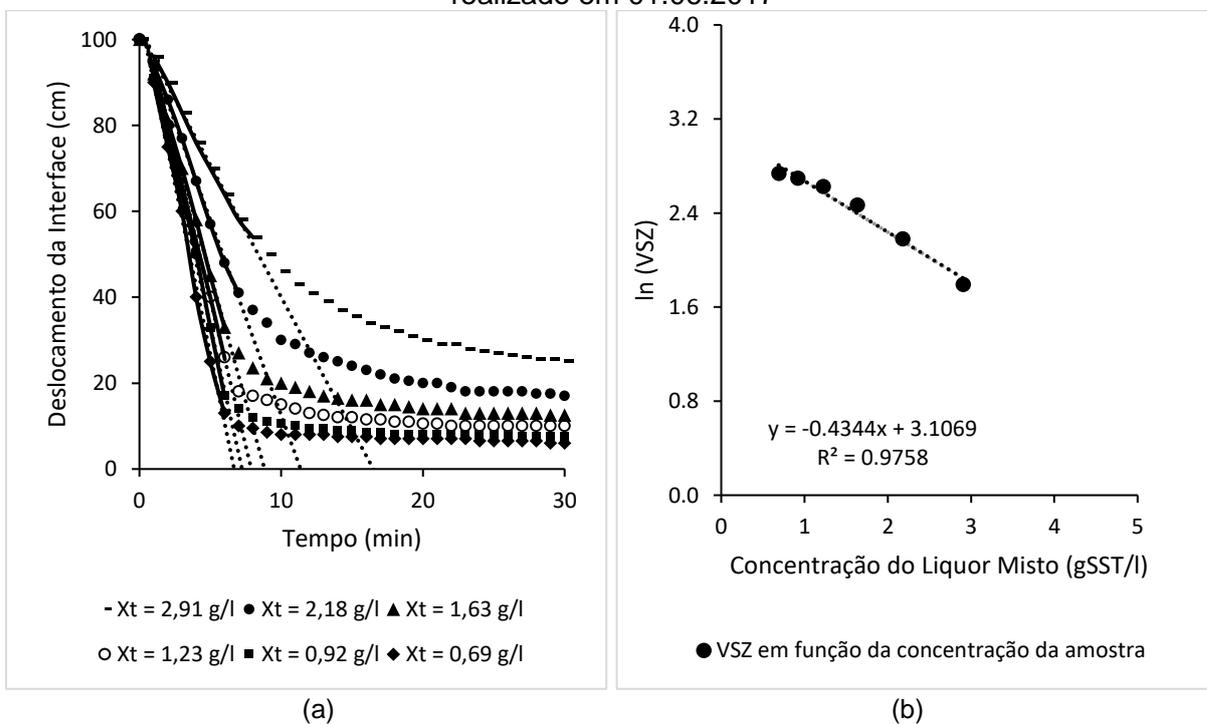
Fonte: Autoria própria.

Figura A.9 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 09 (a) e correlação semilog (b) realizado em 25.05.2017



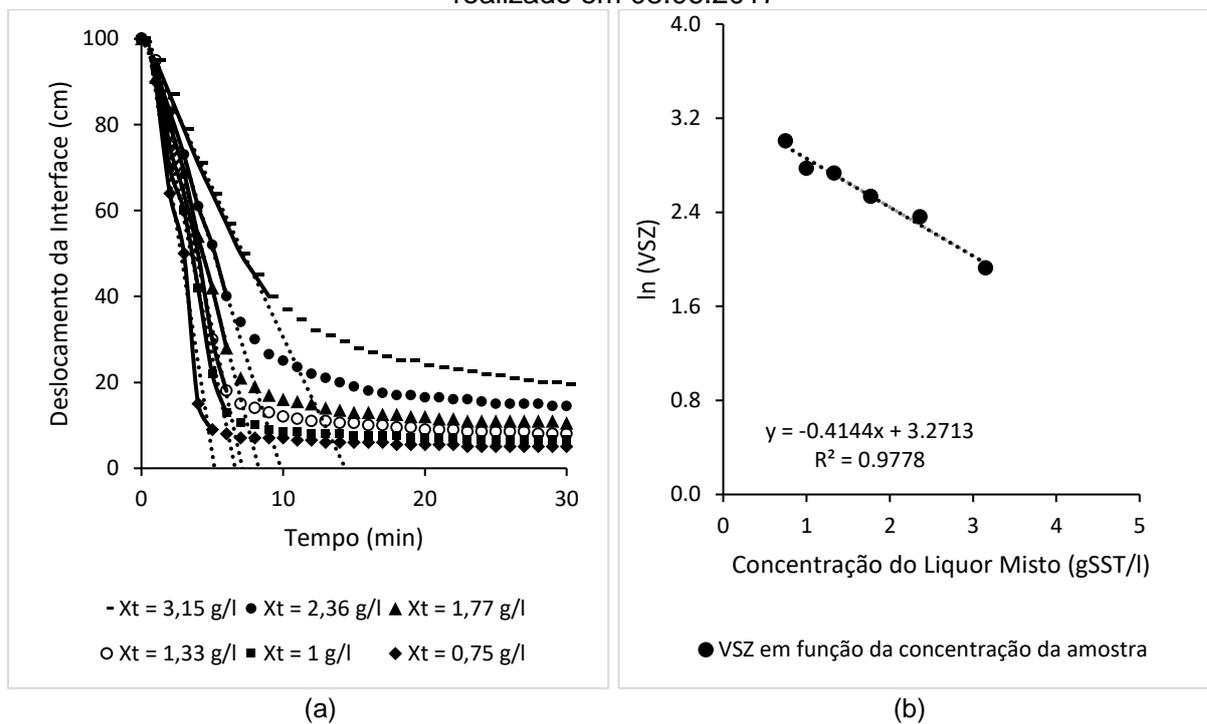
Fonte: Autoria própria.

Figura A.10 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 10 (a) e correlação semilog (b) realizado em 01.06.2017



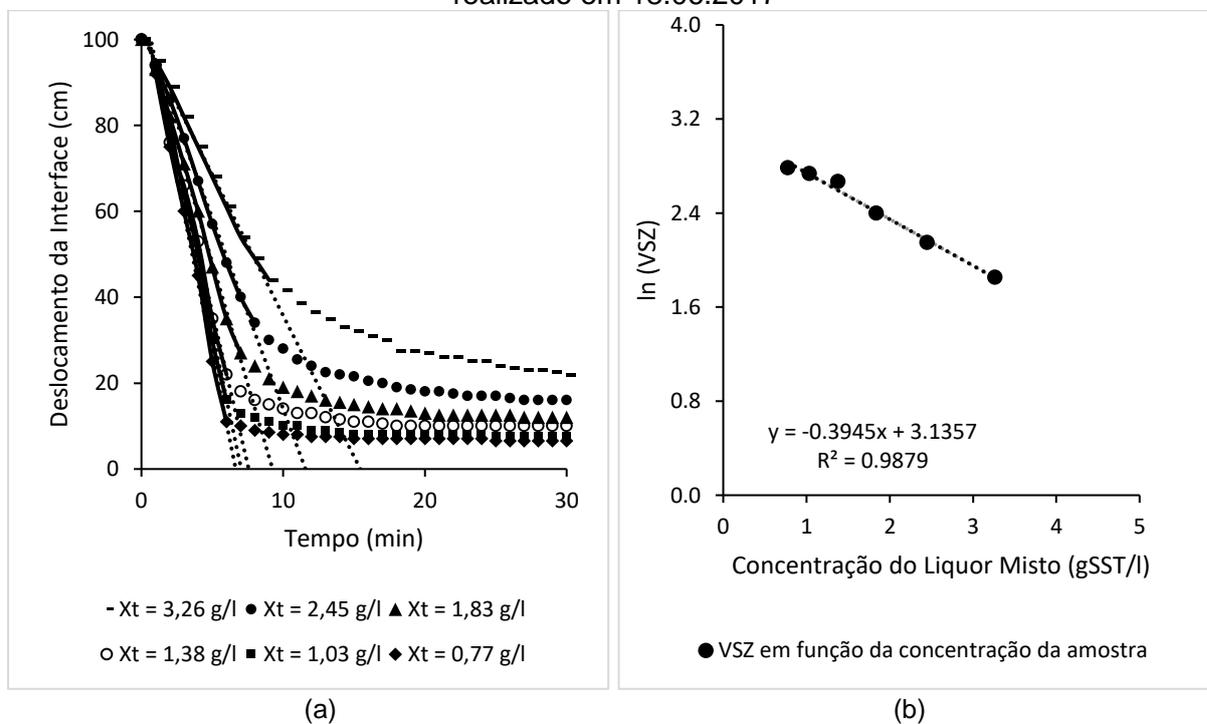
Fonte: Autoria própria.

Figura A.11 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 11 (a) e correlação semilog (b) realizado em 08.06.2017



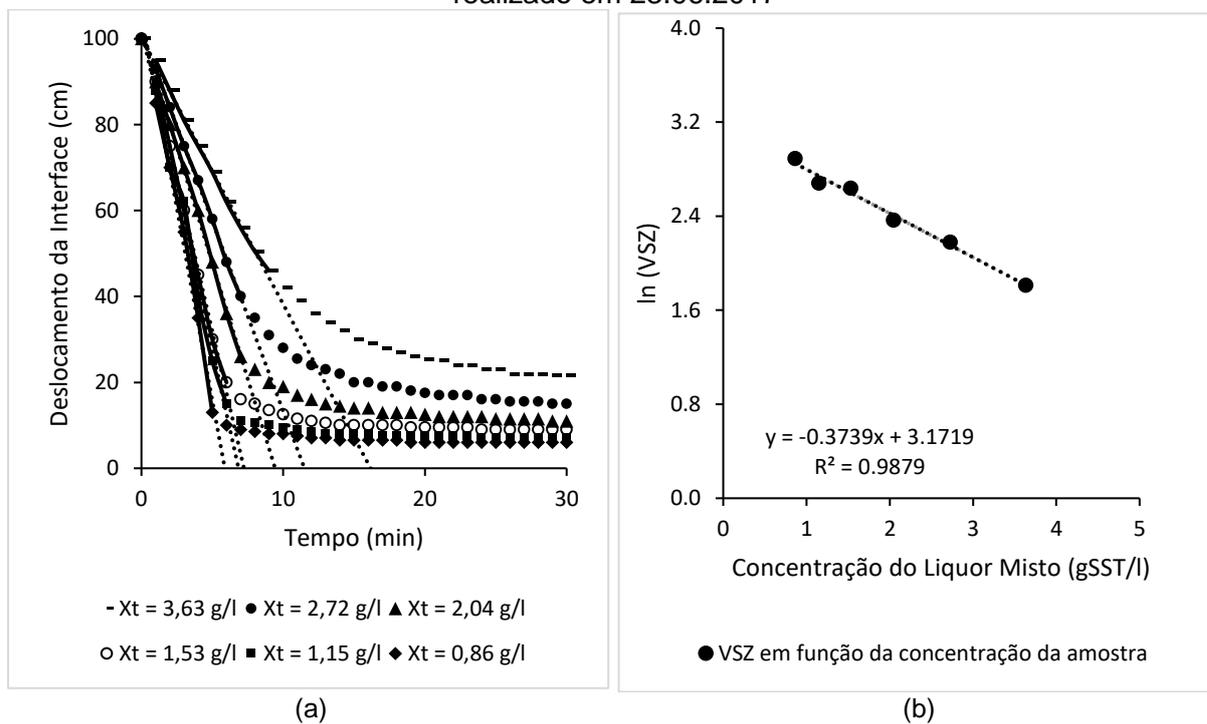
Fonte: Autoria própria.

Figura A.12 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 12 (a) e correlação semilog (b) realizado em 18.06.2017



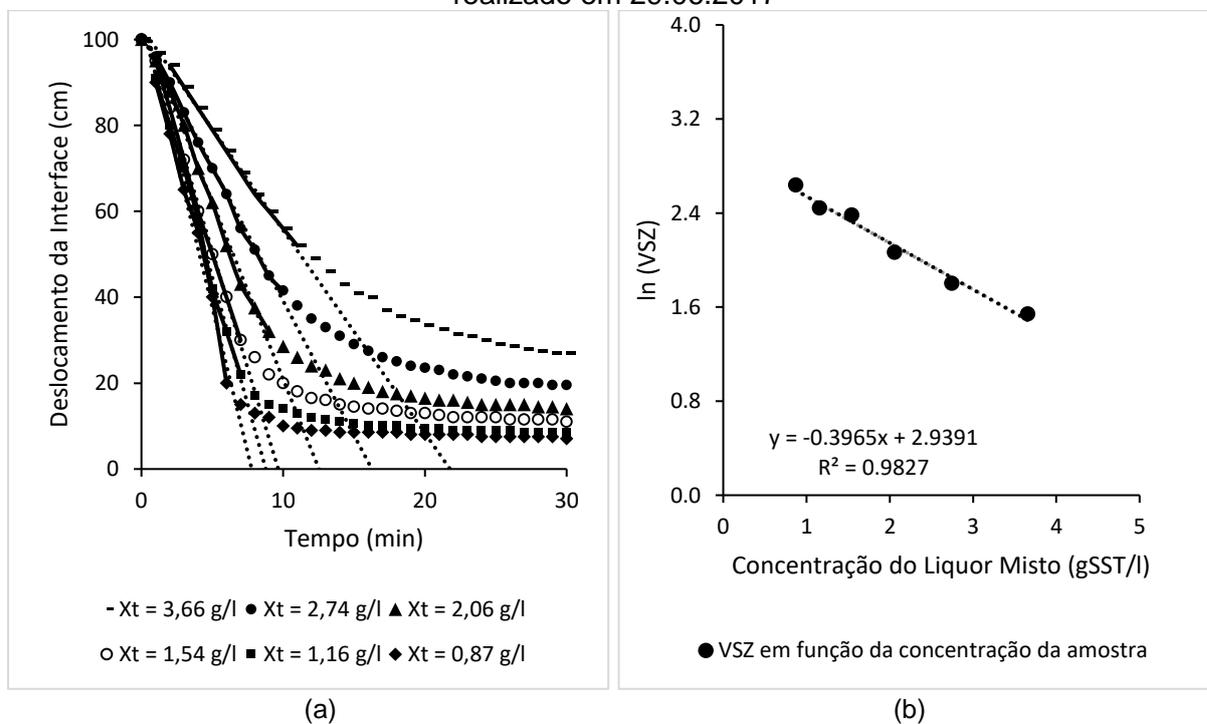
Fonte: Autoria própria.

Figura A.13 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 13 (a) e correlação semilog (b) realizado em 23.06.2017



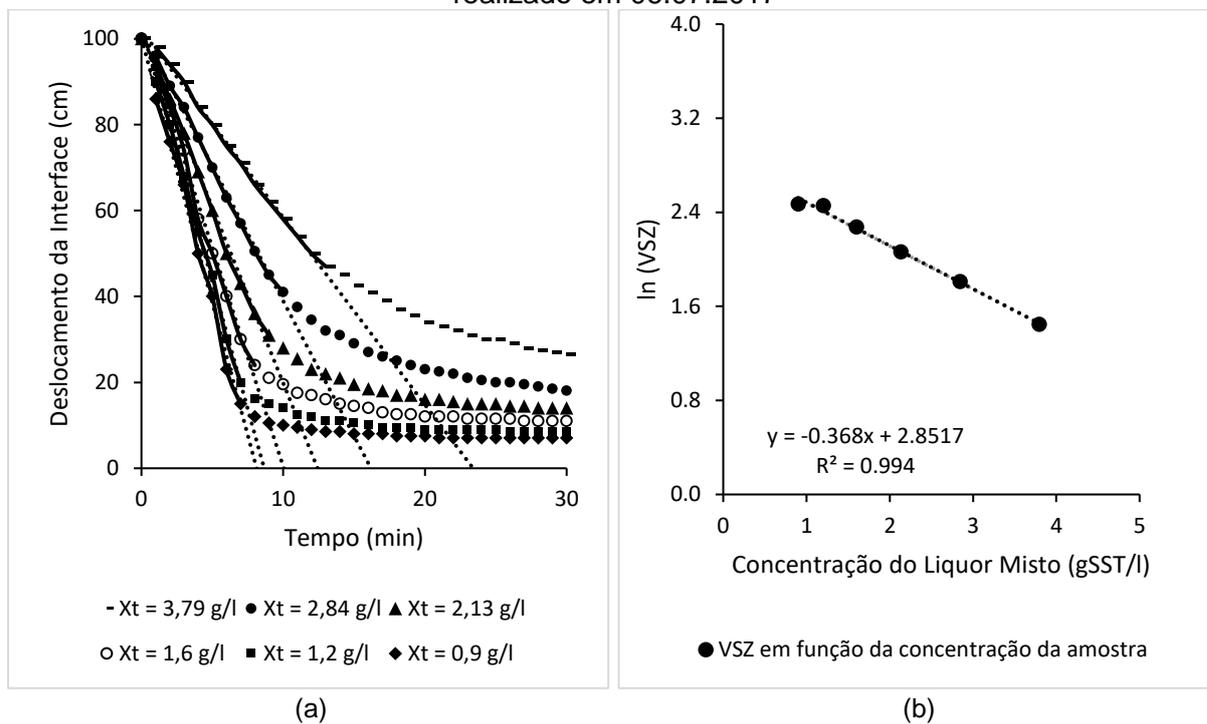
Fonte: Autoria própria.

Figura A.14 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 14 (a) e correlação semilog (b) realizado em 29.06.2017



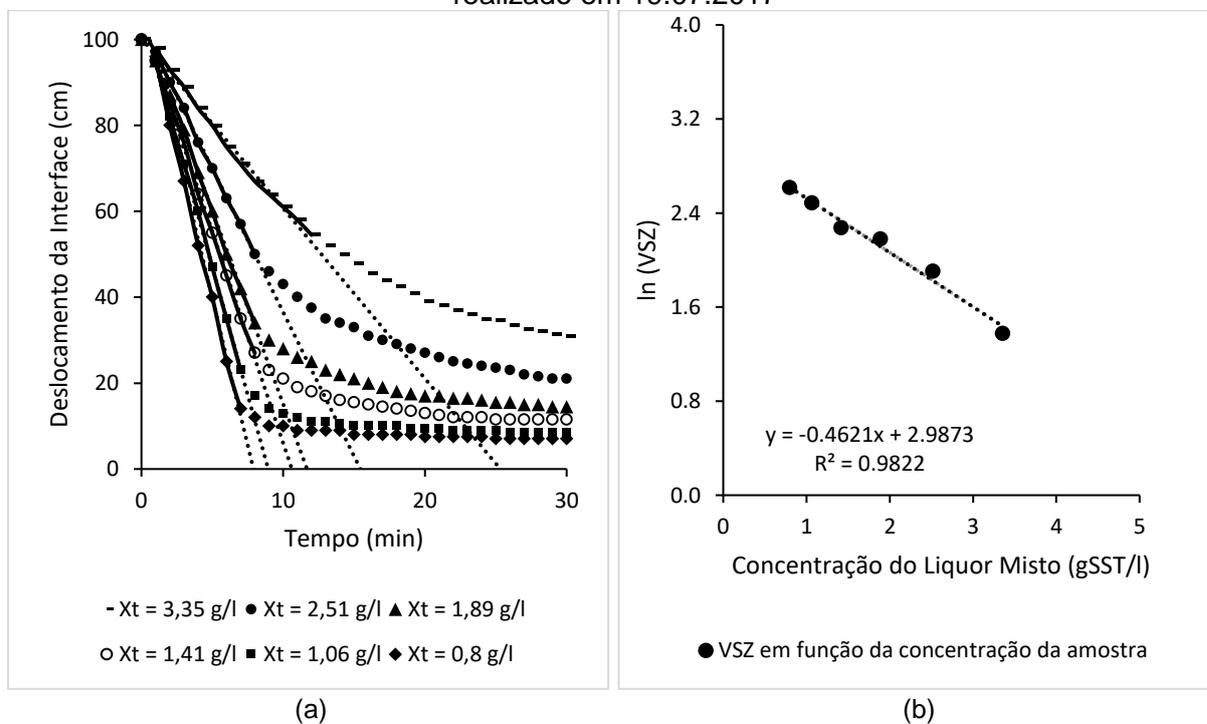
Fonte: Autoria própria.

Figura A.15 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 15 (a) e correlação semilog (b) realizado em 06.07.2017



Fonte: Autoria própria.

Figura A.16 – Diagrama do ensaio de sedimentabilidade nº 16 (a) e correlação semilog (b) realizado em 19.07.2017



Fonte: Autoria própria.

## APÊNDICE B – Estatística descritiva das variáveis secundárias

Tabela B.1 – Estatística descritiva das variáveis secundárias da ETE Mulembá II

(continua)

Etapa	Variável	Unidade	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	CV (%)	Número de dados
Esgoto Bruto	Clima	adm.	-	-	-	-	-	1933
	Pluviometria.	mm	0	3	56	7	265	555
	Vazão de entrada	m³/dia	9	15492	31915	4296	28	1863
	Temperatura	°C	20	27	32	1	5	1607
	pH	adm.	2	7	8	0	3	1612
	Condutividade	mS/cm	1	6	31	3	63	219
	Cloreto	mg/l	142	916	4694	922	101	41
Efluente Final	Vazão de saída	m³/dia	8	14543	30928	4099	28	1863
	pH	adm.	3	7	8	0	4	1281
	Temperatura	°C	21	28	33	1	5	1283
	Turbidez	NTU	0	4	78	6	136	1148
	Condutividade	mS/cm	2	5	15	2	47	220
	Cloreto	mg/l	185	892	4210	748	84	31
	S.Sed.	ml/l	0	0,2	2	0,2	126	1038
	SST	mg/l	1	13	129	10,5	81	264
	SSV	mg/l	1	11,1	85	6,8	61	256
	OD	mg/l	0,4	6,4	11,3	1,1	17	937
	DBO <sub>5</sub>	mg/l	1	8	60	7	98	264
	DQO	mg/l	5	43	344	29	68	264
	NT	mg/l	3	21,1	34	6,8	32	121
	NTK	mg/l	0,5	15,7	28,7	6,7	43	122
	N-NH <sub>4</sub>	mg/l	0	3,4	14,8	3,5	102	115
	N-NO <sub>2</sub>	mg/l	0	0,4	1,8	0,3	85	116
	N-NO <sub>3</sub>	mg/l	0,2	5,1	14,7	3,4	67	116
	E. coli	NMP/100 ml	2	13871	54000	65262	24870	470

Fonte: Autoria própria.

Tabela B.1 – Estatística descritiva das variáveis secundárias da ETE Mulembá II

(continua)

Etapa	Variável	Unidade	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	CV (%)	Número de dados
Tanque Anóxico	N-NO <sub>3</sub>	mg/l	0,1	2,5	10	2,4	96	238
	OD	mg/l	0,4	2,5	9,7	1,1	45	1475
	SST	mg/l	219	4181	15920	1927	46	759
	SSV	mg/l	132	2923	9880	1291	44	717
	SSed	ml/l	10	295	543	125	42	878
Tanque de Aeração	N-NO <sub>3</sub>	mg/l	0	4,9	13,8	3,3	67	238
	SSV/SST	adm.	0,3	0,7	1,3	0,1	15	717
	Contagem de Bactérias Filamentosas	un	3	4	5	1	13	141
	IVL	ml/g	13	79	291	36	45	754
	A/M	kgDBO/kg SSV	0	0,1	0,4	0,1	54	249
	Idade do Lodo	dia	2	14	54	10	75	141
	Eficiência de remoção de DBO <sub>5</sub>	%	0	96	100	8	8	264
	Remoção de DBO	mg/l	0	221	491	80	36	262
Processo - dados calculados	Remoção de DQO	mg/l	18	404	1010	136	34	263
	Remoção de NH <sub>4</sub>	mg/l	5	31	61	11	35	115
	Remoção de NO <sub>3</sub>	mg/l	0	3	9	2	83	238
	TDH Decantador	hora	2	24	9225	309	1302	1863
	TES	m/h	0	1,2	2,6	0,3	27	1856
	CSA	kg/m <sup>2</sup> .h	0	5,6	24,4	2,6	46	717

Legenda: adm. – adimensional

S. Sed. – Sólidos sedimentáveis

TDH – Tempo de detenção hidráulica do decantador secundário

TES – Taxa de escoamento superficial

CSA – Carga de sólidos aplicada ao decantador secundário

Fonte: Autoria própria.

Tabela B.2 – Espécies encontradas nas análises microbiológicas da ETE Mulembá II

Grupo	Espécies/ Classificação	Número de Ocorrências	Frequência		
Bactérias	Contagem de Bactérias	3 - Comuns	5	4%	
	Filamentosas	4 - Bastante Comuns	67	48%	
		5 - Abundantes	68	49%	
Protozoários	Ciliados Livres Natantes	<i>Amphileptus sp.</i>	2	1%	
		<i>Aspidisca sp.</i>	1	1%	
		<i>Coleps sp.</i>	27	19%	
		<i>Pyxidium sp.</i>	1	1%	
		<i>Colpidium sp.</i>	10	7%	
		<i>Spirostomum sp.</i>	12	9%	
		<i>Trachelius sp.</i>	1	1%	
		<i>Litonotus sp.</i>	4	3%	
		<i>Monodinium sp.</i>	2	1%	
		<i>Plagiopyla sp.</i>	1	1%	
	Ciliados Predadores de Flocos	<i>Trachelophyllum sp.</i>	4	3%	
		<i>Blepharisma sp.</i>	2	1%	
		<i>Aspidisca sp.</i>	72	51%	
		<i>Chilodonella sp.</i>	15	11%	
		<i>Acineta sp.</i>	5	4%	
		Ciliados Fixos (pedunculados)	<i>Epistylis sp.,</i>	18	13%
			<i>Vaginicola sp.</i>	70	50%
			<i>Vorticella sp.</i>	95	68%
		Flagelados	<i>Entosiphon sp.</i>	8	6%
			<i>Euglena sp.</i>	1	1%
<i>Peranema sp.</i>	4		3%		
<i>Amoeba sp.</i>	61		44%		
Rizópodes	<i>Centropyxis sp.</i>	24	17%		
	<i>Euglypha sp.</i>	53	38%		
	<i>Arcella sp.</i>	110	79%		
Metazoários	Rotíferos	<i>Lecane sp.</i>	39	28%	
		<i>Philodina sp.</i>	13	9%	
	Nematóides	<i>Rotaria sp.</i>	65	46%	
		<i>Rhabditis sp.</i>	122	87%	
		Anelídeos	-	0	0%
		Tardígrados	-	0	0%
Gastrotríqueos	-	1	1%		

Fonte: Autoria própria.

## APÊNDICE C – Análise de correlações

Tabela C.1 – Valores das correlações e os respectivos *valor-p* mensurados a partir das variáveis primárias e secundárias analisadas

(continua)

Variáveis independentes	Variáveis dependentes			Efluente SST			k			V <sub>0</sub>			IVL-Ensaio			IVLD			Relação IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>10</sub>			Relação IVLD <sub>30</sub> /IVLD <sub>10</sub>			
	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	
Esgoto Bruto	Pluviometria	0,037	0,57	237	-0,079	0,49	79	-0,314	0,24	16	-0,304	0,25	16	0,277	0,30	16	0,111	0,68	16	-0,434	0,09	16	-0,382	0,14	16
	Vazão de entrada	<b>0,186</b>	0,00	715	-0,094	0,13	262	<b>-0,655</b>	0,01	16	-0,083	0,76	16	-0,252	0,35	16	-0,270	0,31	16	0,109	0,69	16	-0,116	0,67	16
	Temperatura	<b>0,099</b>	0,01	709	0,074	0,23	262	-0,194	0,47	16	0,470	0,07	16	-0,350	0,18	16	-0,237	0,38	16	<b>0,517</b>	0,04	16	0,408	0,12	16
	pH	-0,028	0,45	711	<b>0,121</b>	0,05	264	-0,137	0,61	16	0,062	0,82	16	0,037	0,89	16	0,010	0,97	16	-0,190	0,48	16	-0,007	0,98	16
	Condutividade	-0,036	0,73	93	<b>0,431</b>	0,02	31	0,428	0,10	16	0,424	0,10	16	0,231	0,39	16	0,355	0,18	16	0,351	0,18	16	0,258	0,34	16
	Cloreto	0,062	0,71	39	<b>0,387</b>	0,04	29	<b>-0,693</b>	0,00	16	-0,220	0,41	16	-0,387	0,14	16	-0,328	0,21	16	0,277	0,30	16	0,390	0,14	16
Efluente Tratado	Vazão	<b>0,223</b>	0,00	715	-0,083	0,18	262	<b>-0,567</b>	0,02	16	-0,123	0,65	16	-0,434	0,09	16	-0,430	0,10	16	0,139	0,61	16	-0,134	0,62	16
	pH	<b>-0,150</b>	0,00	709	<b>-0,145</b>	0,02	263	0,360	0,17	16	-0,151	0,58	16	0,023	0,93	16	0,015	0,96	16	-0,085	0,75	16	-0,398	0,13	16
	Temperatura	<b>0,087</b>	0,02	708	0,062	0,32	262	-0,250	0,35	16	0,426	0,10	16	-0,341	0,20	16	-0,209	0,44	16	<b>0,523</b>	0,04	16	<b>0,542</b>	0,03	16
	Turbidez	-0,060	0,18	515	0,127	0,08	198	-0,365	0,16	16	-0,417	0,11	16	-0,078	0,77	16	-0,230	0,39	16	-0,265	0,32	16	-0,178	0,51	16
	Cloreto	-0,304	0,10	30	<b>0,492</b>	0,01	25	<b>-0,544</b>	0,03	16	-0,167	0,54	16	-0,251	0,35	16	-0,202	0,45	16	0,184	0,50	16	0,370	0,16	16
	S.Sed.	0,040	0,35	541	<b>0,324</b>	<0,01	214	<b>-0,676</b>	0,00	16	-0,200	0,46	16	-0,219	0,42	16	-0,214	0,43	16	0,034	0,90	16	-0,055	0,84	16
	OD	<b>-0,319</b>	<0,01	680	0,002	0,97	254	<b>-0,529</b>	0,04	16	0,064	0,81	16	-0,451	0,08	16	-0,304	0,25	16	0,441	0,09	16	0,342	0,20	16
	SSV	0,018	0,78	253	<b>0,935</b>	<0,01	256	<b>-0,704</b>	0,00	15	-0,246	0,38	15	-0,250	0,37	15	-0,215	0,44	15	0,091	0,75	15	0,224	0,42	15
	SST	-0,006	0,92	261	-	-	-	0,145	0,61	15	0,004	0,99	15	0,497	0,06	15	<b>0,543</b>	0,04	15	0,096	0,73	15	0,251	0,37	15
	DBO	<b>0,306</b>	<0,01	256	<b>0,505</b>	<0,01	247	<b>-0,641</b>	0,01	16	-0,357	0,18	16	-0,296	0,27	16	-0,381	0,15	16	-0,047	0,86	16	0,165	0,54	16
	Remoção	-0,081	0,20	256	<b>-0,685</b>	<0,01	247	<b>0,602</b>	0,01	16	0,459	0,07	16	0,186	0,49	16	0,376	0,15	16	0,353	0,18	16	-0,037	0,89	16
	DQO	0,046	0,46	256	<b>0,567</b>	<0,01	247	<b>-0,514</b>	0,04	16	-0,155	0,57	16	-0,403	0,12	16	-0,392	0,13	16	0,168	0,53	16	0,362	0,17	16
	NT	<b>0,510</b>	0,00	119	-0,047	0,63	108	0,405	0,12	16	0,461	0,07	16	0,018	0,95	16	0,192	0,48	16	0,382	0,14	16	0,383	0,14	16
	NTK	<b>0,580</b>	0,00	120	-0,003	0,98	109	0,051	0,85	16	-0,009	0,97	16	-0,079	0,77	16	-0,094	0,73	16	-0,060	0,83	16	0,097	0,72	16
	N-NH <sub>4</sub>	<b>0,366</b>	0,00	113	-0,015	0,88	102	0,321	0,23	16	-0,171	0,53	16	-0,113	0,68	16	-0,237	0,38	16	-0,328	0,22	16	<b>-0,664</b>	0,01	16
	N-NO <sub>2</sub>	-0,095	0,32	114	-0,158	0,11	103	-0,018	0,95	16	-0,130	0,63	16	-0,315	0,24	16	-0,202	0,45	16	0,184	0,49	16	0,264	0,32	16
N-NO <sub>3</sub>	-0,123	0,19	114	-0,080	0,42	103	0,431	0,10	16	<b>0,553</b>	0,03	16	0,107	0,69	16	0,315	0,23	16	0,484	0,06	16	0,349	0,19	16	
Reator Anóxico	N-NO <sub>3</sub>	<b>-0,383</b>	0,00	236	-0,043	0,54	209	0,364	0,17	16	0,452	0,08	16	0,269	0,31	16	0,378	0,15	16	0,285	0,28	16	0,327	0,22	16

Fonte: Autoria própria.

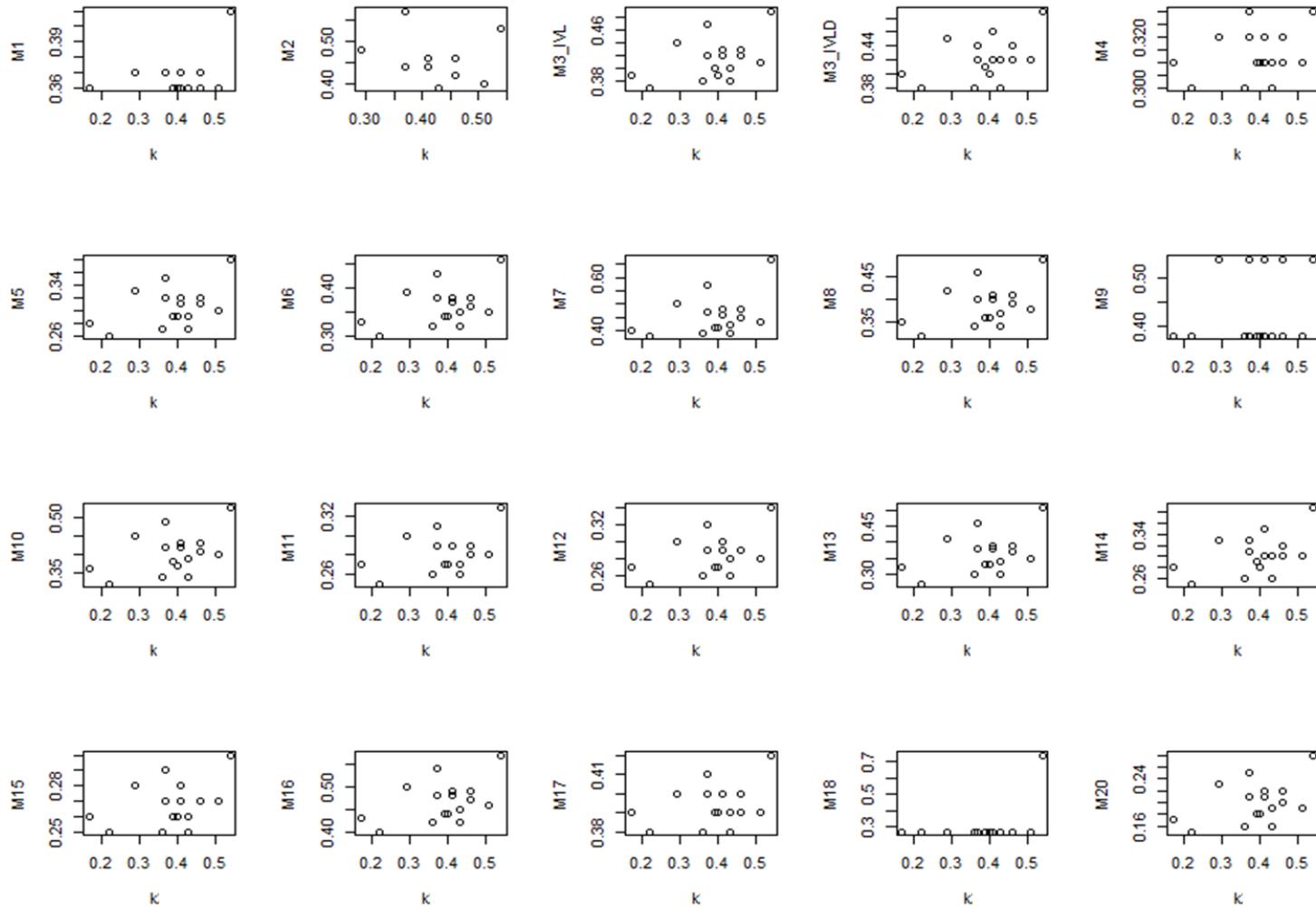
Tabela C.1 – Valores das correlações e os respectivos *valor-p* mensurados a partir das variáveis primárias e secundárias analisadas

		(conclusão)																							
Variáveis dependentes		IVL <sub>ETE</sub>			Efluente SST			k			v <sub>0</sub>			IVL <sub>Ensaio</sub>			IVLD			Relação IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>10</sub>			Relação IVLD <sub>30</sub> /IVLD <sub>10</sub>		
Variáveis independentes		Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N	Correl.	valor-p	N
Reator Aeróbio	OD	<b>-0,107</b>	0,00	727	0,012	0,85	264	0,078	0,77	16	-0,260	0,33	16	<b>0,586</b>	0,02	16	<b>0,495</b>	0,05	16	-0,425	0,10	16	-0,143	0,60	16
	SST	<b>-0,420</b>	0,00	754	-0,119	0,05	264	<b>-0,547</b>	0,04	15	-0,185	0,51	15	-0,350	0,20	15	<b>-0,517</b>	0,05	15	-0,377	0,17	15	-0,033	0,91	15
	SSV	<b>-0,307</b>	0,00	712	<b>-0,142</b>	0,02	256	-0,315	0,25	15	-0,161	0,57	15	-0,318	0,25	15	-0,479	0,07	15	-0,449	0,09	15	-0,292	0,29	15
	S. Sed	<b>0,493</b>	0,00	754	<b>-0,126</b>	0,04	261	-0,128	0,65	15	-0,200	0,47	15	0,015	0,96	15	-0,287	0,30	15	<b>-0,699</b>	0,00	15	-0,407	0,13	15
	N-NO <sub>3</sub>	<b>-0,258</b>	0,00	236	-0,070	0,32	209	<b>0,531</b>	0,03	16	<b>0,545</b>	0,03	16	-0,076	0,78	16	0,067	0,81	16	0,319	0,23	16	0,191	0,48	16
	SSV/SST	<b>0,363</b>	0,00	712	-0,073	0,24	256	-0,074	0,79	15	-0,047	0,87	15	-0,239	0,39	15	-0,288	0,30	15	-0,219	0,43	15	-0,328	0,23	15
	IVL <sub>ETE</sub>	-	-	-	-0,006	0,92	261	0,325	0,24	15	-0,031	0,91	15	0,352	0,20	15	0,224	0,42	15	-0,291	0,29	15	-0,380	0,16	15
Cont. Bac. Filament.	<b>0,467</b>	0,00	100	0,195	0,13	61	0,156	0,58	15	-0,464	0,08	15	0,346	0,21	15	0,094	0,74	15	<b>-0,564</b>	0,03	15	<b>-0,501</b>	0,05	15	
Processo - dados calculados	A/M	<b>0,290</b>	0,00	245	-0,002	0,97	238	0,263	0,34	15	0,108	0,70	15	0,471	0,08	15	<b>0,600</b>	0,02	15	0,342	0,21	15	0,204	0,47	15
	Idade do Lodo	-0,030	0,72	27	-0,131	0,15	27	-0,230	0,41	15	-0,214	0,44	15	-0,161	0,57	15	-0,320	0,25	15	-0,303	0,27	15	-0,315	0,25	15
	Remoção de DBO	0,001	0,99	255	<b>-0,184</b>	0,00	246	0,258	0,33	16	0,272	0,31	16	0,226	0,40	16	0,407	0,12	16	0,412	0,11	16	0,210	0,44	16
	Remoção de DQO	0,072	0,25	256	<b>-0,142</b>	0,03	247	0,209	0,44	16	0,445	0,08	16	-0,102	0,71	16	0,178	0,51	16	<b>0,660</b>	0,01	16	<b>0,567</b>	0,02	16
	Remoção de NH <sub>4</sub>	<b>0,263</b>	0,01	113	-0,171	0,09	102	<b>0,498</b>	0,05	16	0,345	0,19	16	0,322	0,22	16	0,449	0,08	16	0,126	0,64	16	0,243	0,37	16
	Remoção de NO <sub>3</sub>	-0,054	0,41	236	-0,005	0,94	212	0,463	0,07	16	0,443	0,09	16	-0,203	0,45	16	-0,083	0,76	16	0,250	0,35	16	0,083	0,76	16
	TDH Decantador	-0,032	0,39	715	0,015	0,81	262	<b>0,551</b>	0,03	16	0,098	0,72	16	0,237	0,38	16	0,242	0,37	16	-0,119	0,66	16	0,154	0,57	16
TES	<b>0,194</b>	0,00	711	-0,092	0,14	262	<b>-0,525</b>	0,04	16	-0,091	0,74	16	-0,145	0,59	16	-0,152	0,58	16	0,107	0,69	16	-0,162	0,55	16	
CSA	<b>-0,315</b>	0,00	712	<b>-0,139</b>	0,02	262	<b>-0,718</b>	0,00	15	-0,200	0,47	15	-0,351	0,20	15	-0,492	0,06	15	-0,247	0,37	15	-0,104	0,71	15	

Fonte: Autoria própria.

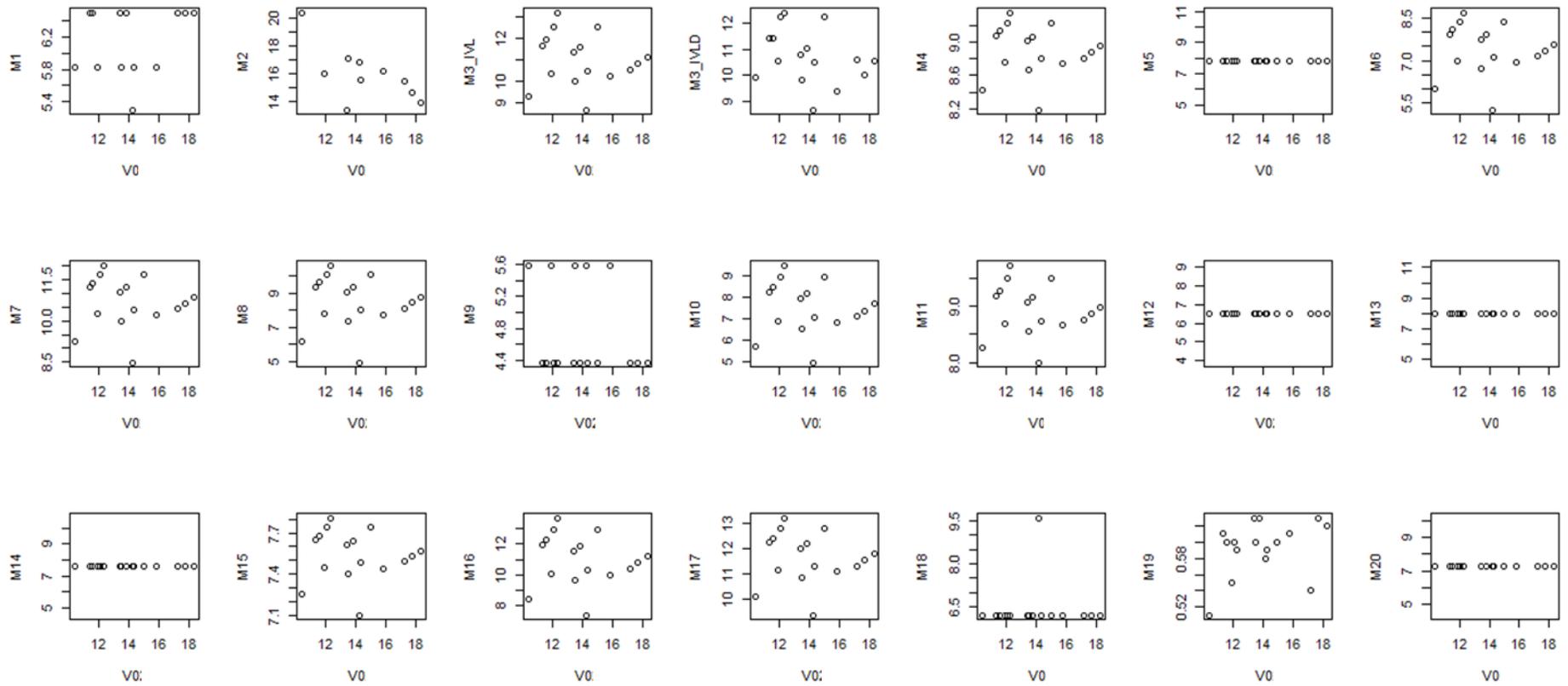
## APÊNDICE D – Análise de regressão

Figura D.1 – Gráficos de dispersão da constante  $k$  obtida nos ensaios de sedimentabilidade e pelos modelos matemáticos



Fonte: Autoria própria.

Figura D.2 – Gráficos de dispersão da constante  $v_0$  obtida nos ensaios de sedimentabilidade e pelos modelos matemáticos



Fonte: Autoria própria.