

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RAÍ HIDEKI RIBEIRO HANASHIRO

**FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO DE MICROALGAS EM ESCALA PILOTO**



CURITIBA  
2018

RAÍ HIDEKI RIBEIRO HANASHIRO

**FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO DE MICROALGAS EM ESCALA PILOTO**

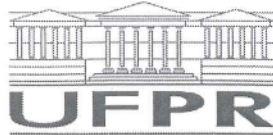
Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em engenharia Química, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Química, Setor de Tecnologia, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Dr. Rafael Bruno Vieira

Coorientador: Dr. Marcelo Kaminski Lenzi

CURITIBA

2018



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR SETOR DE TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA QUÍMICA

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA QUÍMICA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **RAÍ HIDEKI RIBEIRO HANASHIRO** intitulada: **FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO DE MICROALGAS EM ESCALA PILOTO**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.


CURITIBA, 28 de Fevereiro de 2018.

  
RAFAEL BRUNO VIEIRA

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

  
VICELMA LUIZ CARDOSO

Avaliador Externo (UFU)

  
FERNANDO AUGUSTO PEDERSEN VOLL

Avaliador Interno (UFPR)

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELO SISTEMA DE BIBLIOTECAS/UFPR  
BIBLIOTECA DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA

---

H233f Hanashiro, Raí Hideki Ribeiro  
Floculação-sedimentação de microalgas em escala piloto / Raí Hideki Ribeiro Hanashiro. – Curitiba,  
2018.  
95 f. : il. color. ; 30 cm.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação  
em Engenharia Química, 2018.

Orientador: Rafael Bruno Vieira.  
Coorientador: Marcelo Kaminski Lenzi.

1. Microalgas. 2. Sedimentação. 3. Floculação. 4. Teoria dos fluxos. I. Universidade Federal do  
Paraná. II. Vieira, Rafael Bruno. III. Lenzi, Marcelo Kaminski. IV. Título.

CDD: 660

---

Bibliotecária: Romilda Santos - CRB-9/1214

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente agradeço a Deus por ter me guiado durante este caminho e aos meus pais pelo suporte e apoio incondicional ao longo desse período, com incentivos para adquirir conhecimento e melhorar o nível de formação.

Agradeço aos amigos que fiz nessa jornada e pessoas importantes que conheci ao longo do caminho, que fizeram com que me motivasse ainda mais para concluir este trabalho. À namorada pelo suporte para que superasse todos os obstáculos.

Ao meu orientador, Rafael Bruno Vieira, pelos conselhos, incentivo e dedicação do início ao fim desta jornada e todo o conhecimento passado a mim.

Ao coorientador, Marcelo Kaminski Lenzi, pelas orientações e conselhos dados durante este período.

Ao NPDEAS, que foi muito importante para realização deste trabalho e toda a sua equipe, principalmente a Beatriz pelos ensinamentos, conselhos e auxílios dados durante o período e ao Diego pelos ensinamentos e auxílio para aquisição de novos conhecimentos.

Por fim, agradeço a CAPES pelo auxílio financeiro que foi fator muito importante para realização deste trabalho.

A todos, muito obrigado.

## RESUMO

Os biocombustíveis são importantes alternativas para substituição de combustíveis fósseis e a busca por matérias-primas para sua produção é de relevante importância no cenário atual. Dentre elas estão as microalgas, que são espécies de fácil adaptação a diversas condições e que necessitam de menor área para cultivo quando comparada às oleaginosas utilizadas na produção de biodiesel. O principal fator limitante para a produção de microalgas em larga escala é o custo envolvido no processo. Os métodos de separação das microalgas do meio de cultivo representam 20 a 30% do custo total, e a determinação das técnicas de menor custo de separação é uma etapa determinante no processo. A separação de microalgas por floculação-sedimentação é vantajosa devido ao baixo custo envolvido. Este trabalho avaliou duas variáveis importantes, concentração de alimentação e vazão de operação em um processo contínuo de floculação-sedimentação de microalgas *Acutodesmus obliquus*, utilizando Tanfloc como floculante do processo. Foram realizados ensaios em batelada em diferentes valores de pH (5,4, 6,0 e 7,0) e quatro modelos, que relacionam velocidade de sedimentação e concentração ( $v_{sed} = f(C)$ ), foram ajustados aos dados experimentais: Vesilind, Takács, Cole e Diehl. Exceto Cole, os demais modelos ajustaram satisfatoriamente os dados, atingindo valores de  $R^2$  superiores a 0,98, principalmente o modelo de Diehl, o qual atingiu  $R^2$  de 0,995 (pH = 5,4), 0,992 (pH = 6,0) e 0,982 (pH = 7,0) e apresentou parâmetros de baixas incertezas. Por ser um modelo de lei de potência, Diehl ajustou satisfatoriamente desde suspensões de baixa concentração (sedimentação discreta) a suspensões de concentração elevada (sedimentação com compressão). A aplicação destes modelos de batelada na teoria do fluxo limite de sólidos foi utilizada visando a prever o comportamento do sistema. Os ensaios contínuos foram feitos para diferentes vazões de alimentação (300, 600 e 1000 mL min<sup>-1</sup>) e diferentes concentrações de alimentação (0,18 a 0,76 g L<sup>-1</sup>). As melhores condições de operação previstas pelo modelo, caracterizadas quando o fluxo de entrada de sólidos é próxima ao fluxo limite, mostraram melhor desempenho nos ensaios contínuos, com remoção mais elevada de microalgas (85 a 97%) e com os perfis de lodo e clarificado indicando estabilização de concentração ao longo do tempo, comportamento não verificado em todas as demais condições de operação. Os perfis do lodo nestas condições ideais mostraram que o tempo de resposta do sistema para 300, 600 e 1000 mL min<sup>-1</sup> foi 30, 25 e 20 minutos, respectivamente, o que indica que o tempo de resposta é mais lento para menores vazões. Na condição de sobrecarga, em  $C_0 = 0,67$  g L<sup>-1</sup> e 1000 mL min<sup>-1</sup> (pH = 5,4), a remoção foi a menor (26,8%), o que indica que esta condição era inadequada. A estimativa dos diâmetros também indicou que para as melhores condições de operação os valores calculados foram mais próximos do diâmetro real do sedimentador.

Palavras-chave: Microalgas. Sedimentação. Floculação. Contínuo. Teoria dos Fluxos.

## ABSTRACT

Biofuels are alternative sources for replacing fossil fuels, and the search for raw materials to its production is of great importance in current scenario. Microalgae are species that survives in hard conditions and require small area compared to oleaginous used for biodiesel production. The main limiting factor for producing microalgae in large scale is the process cost. Harvesting methods represent 20 to 30% from total cost and the selection of the harvesting technique is an important step in the process. Flocculation-sedimentation is an advantageous method due to the low-cost involved. This work evaluated two important variables, feed concentration and operational flow rates in a continuous process of flocculation-sedimentation of microalgae *Acutodesmus obliquus*, using Tanfloc as flocculant. Batch tests were carried out in different pH conditions (5.4, 6.0 and 7.0) and four sedimentation models that relate settling velocity and concentration ( $v_{sed} = f(C)$ ) were fit to experimental data: Vesilind, Takács, Cole and Diehl. Except for Cole, all further models fit well data, achieving  $R^2$  values superior to 0.98, mainly Diehl, which achieved  $R^2$  of 0.995 (pH = 5.4), 0.992 (pH = 6.0) e 0.982 (pH = 7.0) and presented low parameters uncertainty. Because it is a power law function, Diehl has satisfactorily adjusted from low concentration suspensions (discrete sedimentation) to high concentration suspensions (compression sedimentation). The appliance of this model in theory of limit flux of solids was utilized to predict the system behavior. Continuous tests were carried out for different flow rates of feed (300, 600 e 1000 mL min<sup>-1</sup>) and different microalgae concentration (0,18 a 0,76 g L<sup>-1</sup>). Best operational conditions predicted by the flux model, when affluent flux is close to limit flux of solids, showed the best biomass removal (85 a 97%). Clarified and sludge profiles stabilized in these conditions and it was not observed in the other operational conditions. Sludge profiles in these ideal conditions showed the time response for 300, 600 e 1000 mL min<sup>-1</sup> was 30, 25 e 20 minutes, respectively, indicating slow time response for low feed flow. In overload condition,  $C_0 = 0,67$  g L<sup>-1</sup> and 1000 mL min<sup>-1</sup> (pH = 5.4), biomass removal was small (26,8%), indicating that this condition was inappropriate. Diameters estimation also indicated that in these conditions the calculated diameter is close to real diameter.

Key-words: Microalgae. Sedimentation. Flocculation. Continuous. Flux Theory.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ZONAS DE SEDIMENTAÇÃO AO LONGO DO TEMPO.....	19
FIGURA 2 - SEDIMENTADOR CONTÍNUO.....	20
FIGURA 3 - SEDIMENTADOR DE BASE CIRCULAR.....	22
FIGURA 4 - SEDIMENTADOR CIRCULAR DE ALTA CAPACIDADE.....	23
FIGURA 5 - SEDIMENTADOR DE CONE PROFUNDO.....	24
FIGURA 6 - SEDIMENTADOR LAMELAR.....	24
FIGURA 7 - MICROALGAS DO GÊNERO <i>SCENEDESMUS</i> .....	25
FIGURA 8 - MÉTODOS DE RECUPERAÇÃO E SEPARAÇÃO DE MICROALGAS.....	28
FIGURA 9 - SISTEMA DE SEDIMENTAÇÃO ADOTADO POR LIRA (2010).....	35
FIGURA 10 - SISTEMA UTILIZADO PARA TRATAMENTO DE ÁGUA NO TRABALHO DE MARTÍN <i>et al.</i> (2010).....	36
FIGURA 11 - SISTEMA DE SEDIMENTAÇÃO CONTÍNUA UTILIZADO POR CHATSUNGNOEN E CHISTI (2016).....	37
FIGURA 12 - REGIMES DE SEDIMENTAÇÃO EM BATELADA.....	38
FIGURA 13 - ENSAIOS EM BATELADA: JAR-TEST.....	44
FIGURA 14 - CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA DE FLOCULAÇÃO- SEDIMENTAÇÃO.....	45
FIGURA 15 - SEDIMENTADOR CONVENCIONAL DE CONE PROFUNDO.....	46
FIGURA 16 - SISTEMA DE MEDIÇÃO DAS AMOSTRAS DE CLARIFICADO E LODO.....	48
FIGURA 17 - DIAGRAMA ARDUINO/CIRCUITO ELÉTRICO PARA MEDIÇÃO DOS DADOS.....	49
FIGURA 18 - METODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	50
FIGURA 19 - CURVAS DE FLUXO NO INTERIOR DO SEDIMENTADOR.....	53
FIGURA 20 - CURVAS DE SEDIMENTAÇÃO PARA DIFERENTES CONCENTRAÇÕES INICIAIS DE MICROALGAS PARA PH DE 5,4.....	55
FIGURA 21 - CURVAS DE SEDIMENTAÇÃO PARA DIFERENTES CONCENTRAÇÕES INICIAIS DE MICROALGAS PARA PH DE 6,0.....	56
FIGURA 22 - CURVAS DE SEDIMENTAÇÃO PARA DIFERENTES CONCENTRAÇÕES INICIAIS DE MICROALGAS PARA PH DE 7,0.....	56

FIGURA 23 - VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO INICIAL DE MICROALGAS PARA PH DE 5,4, 6,0 E 7,0. ....	57
FIGURA 24 - MODELOS AJUSTADOS AOS DADOS EXPERIMENTAIS PARA A CONDIÇÃO 1 (PH = 5,4) PARA OS MODELOS DE: A) VESILIND, B) TAKÁCS, C) COLE E D) DIEHL. ....	58
FIGURA 25 - MODELOS AJUSTADOS AOS DADOS EXPERIMENTAIS PARA A CONDIÇÃO 2 (PH = 6,0) PARA O MODELO DE: A) VESILIND, B) TAKÁCS, C) COLE E D) DIEHL. ....	60
FIGURA 26 - MODELOS AJUSTADOS AOS DADOS EXPERIMENTAIS PARA A CONDIÇÃO 3 (PH = 7,0) PARA O MODELO DE: A) VESILIND, B) TAKÁCS, C) COLE E D) DIEHL. ....	62
FIGURA 27 - CURVAS PARA VAZÃO DE 300 ML MIN <sup>-1</sup> E PH DE 5,4: A) FLUXOS, B) CLARIFICADO E C) LODO. ....	65
FIGURA 28 - PERFIS DE CONCENTRAÇÃO PARA CLARIFICADOS E LODOS PARA A VAZÃO DE 300 ML MIN <sup>-1</sup> E PH DE 5,4: A) PERFIS DE CLARIFICADO; B) PERFIL DO LODO (C <sub>0</sub> = 0,18 G L <sup>-1</sup> ); C) PERFIL DO LODO (C <sub>0</sub> = 0,49 G L <sup>-1</sup> ); D) PERFIL DO LODO (C <sub>0</sub> = 0,67 G L <sup>-1</sup> ). ....	67
FIGURA 29 - CURVAS PARA VAZÃO DE 600 ML MIN <sup>-1</sup> E PH DE 5,4: A) FLUXOS, B) CLARIFICADO E C) LODO. ....	69
FIGURA 30 - PERFIS DE CONCENTRAÇÃO PARA CLARIFICADOS E LODOS PARA A VAZÃO DE 600 ML MIN <sup>-1</sup> E PH DE 5,4: A) PERFIS DE CLARIFICADO; B) PERFIL DO LODO (C <sub>0</sub> = 0,20 G L <sup>-1</sup> ); C) PERFIL DO LODO (C <sub>0</sub> = 0,53 G L <sup>-1</sup> ); D) PERFIL DO LODO (C <sub>0</sub> = 0,58 G L <sup>-1</sup> ). ....	71
FIGURA 31 - CURVAS PARA VAZÃO DE 1000 ML MIN <sup>-1</sup> E PH DE 5,4: A) FLUXOS, B) CLARIFICADO E C) LODO. ....	73
FIGURA 32 - PERFIS DE CONCENTRAÇÃO PARA CLARIFICADOS E LODOS PARA A VAZÃO DE 1000 ML MIN <sup>-1</sup> E PH DE 5,4: A) PERFIS DE CLARIFICADO; B) PERFIL DO LODO (C <sub>0</sub> = 0,22 G L <sup>-1</sup> ); C) PERFIL DO LODO (C <sub>0</sub> = 0,47 G L <sup>-1</sup> ); D) PERFIL DO LODO (C <sub>0</sub> = 0,58 G L <sup>-1</sup> ). ....	75
FIGURA 33 - CURVAS DE FLUXOS TOTAL, LIMITE E DE ENTRADA DE SÓLIDOS, E CONCENTRAÇÕES ESPERADAS PARA OS LODOS E CLARIFICADOS PARA A VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DE 300 ML MIN <sup>-1</sup> E DE RECICLO 15 MI MIN <sup>-1</sup> EM PH DE 5,4. ....	78

FIGURA 34 - CURVAS DE FLUXOS TOTAL, LIMITE E DE ENTRADA DE SÓLIDOS, E CONCENTRAÇÕES ESPERADAS PARA OS LODOS E CLARIFICADOS PARA A VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DE 600 ML MIN <sup>-1</sup> E DE RECICLO 30 MI MIN <sup>-1</sup> EM PH DE 5,4. ....	79
FIGURA 35 - PERFIS DE CONCENTRAÇÃO PARA CLARIFICADOS E LODOS NOS EXPERIMENTOS COM RECICLO PARA: A) CLARIFICADO EM 300 ML MIN <sup>-1</sup> E C <sub>0</sub> = 0,20 G L <sup>-1</sup> ; B) LODO EM 300 ML MIN <sup>-1</sup> E C <sub>0</sub> = 0,20 G L <sup>-1</sup> ; C) CLARIFICADO EM 600 ML MIN <sup>-1</sup> E C <sub>0</sub> = 0,20 G L <sup>-1</sup> ; D) LODO EM 600 ML MIN <sup>-1</sup> E C <sub>0</sub> = 0,20 G L <sup>-1</sup> ; E) CLARIFICADO EM 600 ML MIN <sup>-1</sup> E C <sub>0</sub> = 0,38 G L <sup>-1</sup> ; F) LODO EM 600 ML MIN <sup>-1</sup> E C <sub>0</sub> = 0,38 G L <sup>-1</sup> . ....	81
FIGURA 36 - CURVAS DE FLUXOS TOTAL, LIMITE E DE ENTRADA DE SÓLIDOS, E CONCENTRAÇÕES ESPERADAS PARA OS LODOS E CLARIFICADOS PARA A VAZÃO DE 300 ML MIN <sup>-1</sup> E PH DE 6,0. ....	83
FIGURA 37 - CURVAS DE FLUXOS TOTAL, LIMITE E DE ENTRADA DE SÓLIDOS, E CONCENTRAÇÕES ESPERADAS PARA OS LODOS E CLARIFICADOS PARA A VAZÃO DE 300 ML MIN <sup>-1</sup> E PH DE 7,0. ....	84
FIGURA 38 - PERFIS DE CONCENTRAÇÃO PARA CLARIFICADOS E LODOS PARA A VAZÃO DE 300 ML MIN <sup>-1</sup> E PH DE 6,0 e 7,0: A) PERFIL DO CLARIFICADO; B) PERFIL DO LODO. ....	85
FIGURA 39 - DIÂMETROS REQUERIDOS E DIÂMETROS CRÍTICOS PARA CADA CONDIÇÃO DE OPERAÇÃO: A) PH = 5,4, B) PH = 5,4 (RECICLO) E C) PH = 6,0 E 7,0. ....	87

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - QUANTIDADE DE ÓLEO PRODUZIDA POR ANO E A ÁREA REQUERIDA.....	27
TABELA 2 - COMPARAÇÃO DOS MÉTODOS DE RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA DE MICROALGAS.....	29
TABELA 3 - ESTUDOS PARA DETERMINAÇÃO DOS MELHORES FLOCULANTES.....	31
TABELA 4 - TRABALHOS SOBRE SEDIMENTAÇÃO CONTÍNUA.....	34
TABELA 5 - CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO NOS ENSAIOS CONTÍNUOS.....	45
TABELA 6 - RESULTADOS PARA OS PARÂMETROS ESTIMADOS, R <sup>2</sup> E VARIÂNCIA ESTIMADA PARA PH IGUAL A 5,4.....	59
TABELA 7 - RESULTADOS PARA OS PARÂMETROS ESTIMADOS, R <sup>2</sup> E VARIÂNCIA ESTIMADA PARA PH IGUAL A 6,0.....	61
TABELA 8 - RESULTADOS PARA OS PARÂMETROS ESTIMADOS, R <sup>2</sup> E VARIÂNCIA ESTIMADA PARA PH IGUAL A 7,0.....	62
TABELA 9 - RESULTADOS OBTIDOS PELA SIMULAÇÃO DO MODELO E EXPERIMENTAIS PARA VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DE 300 ML MIN <sup>-1</sup> PH DE 5,4.....	66
TABELA 10 - RESULTADOS OBTIDOS PELA SIMULAÇÃO DO MODELO E EXPERIMENTAIS PARA VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DE 600 ML MIN <sup>-1</sup> PH DE 5,4.....	70
TABELA 11 - RESULTADOS OBTIDOS PELA SIMULAÇÃO DO MODELO E EXPERIMENTAIS PARA VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DE 1000 ML MIN <sup>-1</sup> PH DE 5,4.....	74
TABELA 13 - VALORES DE VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO, VELOCIDADE DE TRANSBORDAMENTO, VAZÃO MÁSSICA DE SÓLIDOS E VAZÃO VOLUMÉTRICA DE SÓLIDOS EM CADA CONDIÇÃO DE OPERAÇÃO.....	76
TABELA 13 - RESULTADOS OBTIDOS PELA SIMULAÇÃO DO MODELO E EXPERIMENTAIS PARA SISTEMA CONTÍNUO E PH IGUAL A 5,4.....	80
TABELA 14 - VALORES DE VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO, VELOCIDADE DE TRANSBORDAMENTO, VAZÃO MÁSSICA DE SÓLIDOS E	

VAZÃO VOLUMÉTRICA DE SÓLIDOS EM CADA CONDIÇÃO DE OPERAÇÃO.....	80
TABELA 15 - RESULTADOS OBTIDOS PELA SIMULAÇÃO DO MODELO E EXPERIMENTAIS PARA PH DE 6,0 e 7,0.....	84
TABELA 16 - VALORES DE VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO, VELOCIDADE DE TRANSBORDAMENTO, VAZÃO MÁSSICA DE SÓLIDOS E VAZÃO VOLUMÉTRICA DE SÓLIDOS EM CADA CONDIÇÃO DE OPERAÇÃO PARA PH 6,0 E 7,0.....	85

## LISTA DE SÍMBOLOS

- $A_{sed}$  - Área da seção transversal do sedimentador ( $\text{cm}^2$ );
- $C$  - Concentração ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $C_0$  - Concentração na alimentação do sedimentador ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $C_L$  - Concentração limite do sedimentador ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $C_{Cl}$  - Concentração do clarificado no topo do sedimentador ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $C_{Cl,i}$  - Concentração do clarificado no topo do sedimentador na condição de operação i sem reciclo de lodo ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $C_{Cl,R,i}$  - Concentração do clarificado no topo do sedimentador na condição de operação i com reciclo de lodo ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $C_U$  - Concentração de lodo retirado no fundo do sedimentador ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $C_{U,i}$  - Concentração de retirada do lodo no fundo do sedimentador na condição operacional i sem reciclo de lodo ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $C_{U,L}$  - Concentração limite de lodo ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $C_{U,R,i}$  - Concentração de retirada do lodo no fundo do sedimentador na condição operacional i com reciclo de lodo ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $D_{req}$  - Diâmetro requerido (cm);
- $F_o$  - Função objetivo (-);
- $G_A$  - Fluxo afluyente de sólidos ao sedimentador ( $\text{mg cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ );
- $G_G$  - Fluxo por gravidade ( $\text{mg cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ );
- $G_L$  - Fluxo limite de sólidos ( $\text{mg cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ );
- $G_U$  - Fluxo de retirada de lodo no fundo do sedimentador ( $\text{mg cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ );
- $G_T$  - Fluxo total ( $\text{mg cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ );
- $k$  - Parâmetro do modelo de Cole;
- $M$  - Parâmetro do modelo de Diehl ( $\text{g L}^{-1}$ );
- $M_b$  - Vazão mássica de sólidos ( $\text{mg min}^{-1}$ );
- $n$  - Parâmetro do modelo de Cole (-);
- $N_{exp}$  - Número de experimentos (-);
- $N_{par}$  - Número de Parâmetros (-);
- $P_r$  - Porcentagem de remoção de biomassa (%);
- $q$  - Parâmetro do modelo de Diehl (-)
- $Q_A$  - Vazão de alimentação do sedimentador ( $\text{mL min}^{-1}$ );

$Q_{Cl}$  - Vazão de clarificado ( $\text{mL min}^{-1}$ );  
 $Q_R$  - Vazão de reciclo de lodo ( $\text{mL min}^{-1}$ );  
 $Q_U$  - Vazão de lodo ( $\text{mL min}^{-1}$ );  
 $r_h$  - Parâmetro do modelo de Takács ( $\text{L g}^{-1}$ );  
 $r_p$  - Parâmetro do modelo de Takács ( $\text{L g}^{-1}$ );  
 $r_v$  - Parâmetro do modelo de Vesilind ( $\text{L g}^{-1}$ );  
 $s_{est}^2$  - Variância estimada do modelo (-);  
 $v_o$  - Velocidade de transbordo ( $\text{cm min}^{-1}$ );  
 $v_{sed}$  - Velocidade de sedimentação ( $\text{cm min}^{-1}$ );  
 $V_0$  - Parâmetro dos modelos de sedimentação ( $\text{cm min}^{-1}$ );  
 $V_b$  - Vazão volumétrica de sólidos ( $\text{mL min}^{-1}$ );  
 $z$  - Altura;

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	16
1.1. OBJETIVOS .....	17
1.1.1. Objetivo Geral .....	17
1.1.2. Objetivos Específicos .....	17
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	18
2.1. SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO .....	18
2.2. SEDIMENTAÇÃO .....	19
2.2.1. Fatores que influenciam a sedimentação .....	21
2.2.2. Modelo de Sedimentadores .....	22
2.3. MICROALGAS .....	25
2.3.1. Gênero <i>Scenedesmus</i> .....	25
2.3.2. Produção de Microalgas no NPDEAS .....	26
2.3.3. Biomassa de Microalga para produção de Biodiesel .....	26
2.3.4. Métodos de Recuperação da Biomassa .....	27
2.4. TRABALHOS RELEVANTES NA ÁREA .....	30
2.4.1. Estudos de seleção de flocculantes .....	31
2.4.2. Estudos de Sedimentação Contínua .....	33
2.5. MODELAGEM DO SISTEMA .....	37
2.5.1. Sedimentação em Batelada .....	38
2.5.2. Flocculação-Sedimentação contínua .....	39
2.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	41
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	43
3.1. MICROALGAS .....	43
3.2. PREPARAÇÃO DA SOLUÇÃO DE FLOCCULANTES .....	43
3.3. ENSAIOS EM BATELADA .....	43
3.4. ENSAIOS CONTÍNUOS .....	44

3.4.1. Condições operacionais testadas .....	44
3.4.2. Unidade experimental.....	45
3.4.3. Modelo do sedimentador .....	46
3.4.4. Procedimento de partida do sistema .....	47
3.5. MÉTODO DE ANÁLISE DAS AMOSTRAS.....	47
3.5.1. Configuração da Placa <i>Arduino</i> .....	48
3.5.2. Determinação da Concentração das Amostras .....	49
3.6. MODELAGEM DO SISTEMA .....	51
3.6.1. Sistema em batelada.....	51
3.6.2. Sistema contínuo.....	52
3.7. CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA.....	54
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>55</b>
4.1. SISTEMA EM BATELADA .....	55
4.1.1. Ajuste dos modelos .....	58
4.1.1.1. Condição 1 (pH = 5,4).....	58
4.1.1.2. Condição 2 (pH = 6,0).....	60
4.1.1.3. Condição 3 (pH = 7,0).....	61
4.2. SISTEMA CONTÍNUO .....	63
4.2.1. Condição 1 (pH = 5,4) .....	63
4.2.1.1. Vazão de alimentação de 300 mL min <sup>-1</sup> .....	64
4.2.1.2. Vazão de alimentação de 600 mL min <sup>-1</sup> .....	68
4.2.1.3. Vazão de alimentação de 1000 mL min <sup>-1</sup> .....	72
4.2.1.4. Resultados gerais .....	76
4.2.2. Condição 1 (pH = 5,4) com reciclo de lodo.....	77
4.2.3. Condição 2 (pH = 6,0) e condição 3 (pH =7,0) .....	82
4.3. DIÂMETRO REQUERIDO .....	86
<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>88</b>

<b>6. TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>90</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>91</b>
APÊNDICE A - Código de programação para leitura de sinal em <i>Arduino</i> .....	95
APÊNDICE B – Calibração para leitor de lodo através de sinal <i>Arduino</i> .....	96

## 1. INTRODUÇÃO

O cenário atual de produção industrial indica a busca de substituintes dos combustíveis fósseis por fontes energéticas alternativas, com grande ênfase em pesquisas que encontrem matérias-primas para produção de biomassa para posterior conversão em biocombustíveis. Estima-se que estes emitam quantidade de gás carbônico 40% menor que os combustíveis fósseis (REYES e LABRA, 2016).

Muitas fontes de biocombustíveis são fontes de produtos alimentares e apresentam algumas limitações como o uso ineficiente da terra para o cultivo, o baixo teor de lipídio, o alto consumo de água para irrigação e a competição com a produção alimentícia (DICKINSON *et al.*, 2016). Desta maneira, a busca por novas fontes é necessária, e a biomassa de microalgas figura entre uma delas.

A biomassa de microalgas é uma das fontes promissoras de biodiesel visto que possuem quantidade de óleo que pode atingir 80% de sua massa (REYES e LABRA, 2016). Elas são microrganismos fotossintetizantes capazes de crescer rapidamente sob condições extremas devido a sua estrutura celular. São cultivadas com utilização de CO<sub>2</sub>, nutrientes, luz solar e agentes fotossintetizantes.

Estudos recentes indicam maneiras eficazes e econômicas de recuperá-la e os principais métodos são filtração, centrifugação, flotação, eletroforese e floculação-sedimentação (SALIM *et al.*, 2013).

A centrifugação e a eletroforese são processos de alta eficiência, porém de grande consumo energético. A filtração demanda troca e limpeza de filtros consumindo boa parte do tempo. Além disso, o pequeno tamanho das células e as reduzidas concentrações fazem com que procedimentos como filtração e centrifugação sejam desfavoráveis energeticamente. O processo de floculação-sedimentação representa baixo custo energético desde que se utilize floculante de baixo custo (SALIM *et al.*, 2013).

Estudos realizados até o momento, em sua maioria, mostram a recuperação de microalgas por floculação em escala laboratorial. O desafio atualmente é a produção em maior escala. A ampliação de escala em processos que envolvem microrganismos é complexa pois o seu crescimento está intimamente ligado às condições externas do ambiente e estas podem variar para cada tipo de cultivo.

O Núcleo de Pesquisa e Desenvolvimento de Energia Autossustentável (NPDEAS) trabalha com o cultivo da espécie *Acutodesmus obliquus*, cultivadas em

meio contendo dejetos suínos, o que caracteriza meio de cultivo com efluente real que, diferentemente do sintético, pode trazer algumas variações. Esta espécie foi obtida por seleção natural, aclimatada em Curitiba-PR, e é cultivada em fotobiorreatores nas condições ambientes de temperatura e luz solar.

O projeto proposto visa a estudar o processo de floculação e sedimentação de microalgas *A. obliquus* a partir da análise do comportamento do sistema contínuo de acordo com as variáveis do processo. O floculante escolhido para o processo foi o Tanfloc, produto natural de alto poder floculante à base de tanino, que possui a vantagem de não contaminar a biomassa, o que afetaria a qualidade final do biodiesel, não sendo necessário extraí-lo da biomassa recuperada.

## 1.1. OBJETIVOS

### 1.1.1. Objetivo Geral

O presente trabalho tem como objetivo estudar o processo contínuo de floculação-sedimentação para separação de microalgas *A. obliquus* do meio de cultivo através da aplicação Tanfloc como floculante.

### 1.1.2. Objetivos Específicos

Para cumprir o objetivo geral do trabalho alguns objetivos específicos são necessários:

- Analisar o comportamento do sistema contínuo em diferentes condições de operação;
- Determinar a melhor condição de operação para recuperação da biomassa de microalgas;
- Determinar o modelo que melhor ajusta dados experimentais de velocidade de sedimentação e concentração de microalgas ( $v_{sed}=f(C)$ );
- Comparar a previsão do modelo de Fluxo Limite de Sólidos com os resultados experimentais dos ensaios contínuos.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO

A separação sólido-líquido está presente em grande parte dos processos industriais. Os principais métodos de separação utilizados são sedimentação, filtração e centrifugação (RUSHTON *et al.*, 1996).

Os métodos de separação são classificados por dois critérios: movimento relativo entre as fases e a força propulsora. No primeiro, qualquer uma das fases pode se mover em relação a outra, que se encontra estacionária, ou seja, o líquido pode se mover em relação ao sólido (filtração) ou o sólido pode se mover em relação ao líquido (decantação). No segundo, as forças propulsoras de separação podem ser centrífugas, gravitacionais, eletromagnéticas ou por diferença de pressão (GOMIDE, 1980).

Na separação sólido-líquido diversas forças presentes, dispersivas e aglomerativas, influenciam o sistema e sua hidrodinâmica, como pH, temperatura e agitação. O passo inicial é a determinação de qual processo é adequado para separação do sistema, podendo ser um deles ou a integração dos mesmos. De maneira geral, a sedimentação apresenta custo menor que a filtração e na existência de processo contínuos de larga escala a sedimentação gravitacional deve ser o primeiro método a ser considerado. Quando a diferença de densidade entre o sólido e o fluido for pequena o processo de sedimentação por gravidade deve ser desconsiderado, e as opções de filtração e centrifugação tornam-se alternativas melhores (RUSHTON *et al.*, 1996).

O segundo passo, a partir da definição da melhor técnica de separação, é a escolha do método a ser utilizado. A sedimentação pode ser feita de maneiras distintas como gravitacional, centrífuga, eletrostática e magnética. A filtração pode ser gravitacional, a vácuo, centrífuga e por pressão (RUSHTON *et al.*, 1996).

A etapa de separação raramente ocorre sozinha, existindo geralmente estágios de pré e pós-tratamento. Para que haja aumento da concentração de sólidos de alimentações diluídas, pré-tratamento para melhorar as características de separação, separação de sólidos, lavagem e secagem, muitas combinações de técnicas e equipamentos são possíveis e trazem resultados que solucionem os problemas (RUSHTON *et al.*, 1996).

## 2.2. SEDIMENTAÇÃO

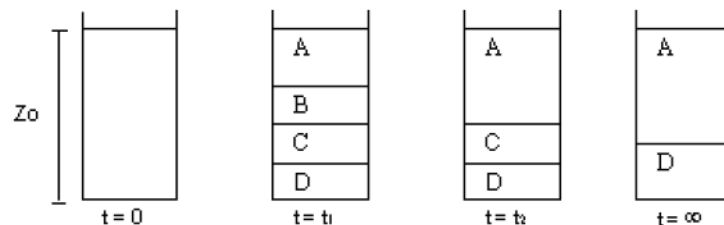
Muitas vezes a suspensão a ser tratada se encontra diluída ou o tamanho das partículas é muito pequeno, o que torna o processo de filtração desvantajoso, sendo a sedimentação a operação de processo mais indicada (RUSHTON *et al.*, 1996).

A decantação, ou sedimentação, é caracterizada pelo movimento de sólido em meio fluido devido à ação da gravidade. A sedimentação é classificada por duas maneiras: clarificação e espessamento. No primeiro, o produto principal é o líquido com a quantidade mínima possível de sólidos e se caracteriza por lama de baixa concentração. No segundo, o produto principal são os sólidos e se caracteriza por lama com alta concentração. Muitas vezes as duas fases são de interesse na separação (AZEVEDO, 2009; GOMIDE, 1980).

A área de seção transversal do sedimentador controla o tempo disponível para sedimentação e é importante na determinação da capacidade de clarificação. A altura do sedimentador indica o tempo de espessamento do lodo e é parâmetro importante na capacidade de espessamento (TARLETON e WAKEMAN, 2007).

De acordo com Gomide (1980), o processo de separação por sedimentação pode ser feito de forma contínua ou em batelada, sendo que nesta a suspensão tem concentração inicial uniforme, mas com o passar do tempo há formação de quatro zonas distintas, como mostra a FIGURA 1.

FIGURA 1 - ZONAS DE SEDIMENTAÇÃO AO LONGO DO TEMPO.



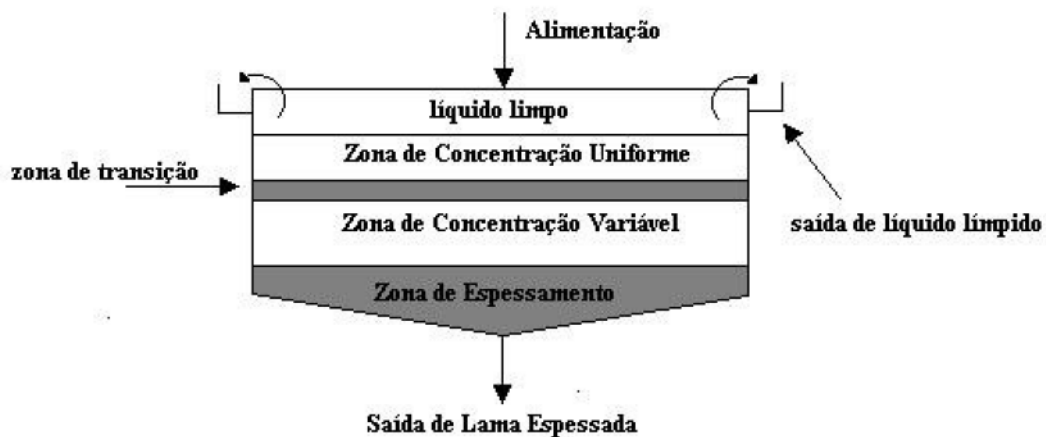
FONTE: GOMIDE (1980)

A zona A é a região de líquido clarificado; a zona B representa a região de concentração constante (igual a concentração inicial); a região C representa uma zona de concentração variável, indo da concentração inicial à concentração da

suspensão espessada; e a região D representa a zona de espessado, aumentando ao decorrer da decantação.

No processo contínuo, essas zonas apresentam alturas fixas. Três forças agem provocando o movimento da partícula no seio da solução: o peso da partícula, o empuxo e a força de arraste. Estas forças entram em equilíbrio quando a velocidade terminal é atingida. Esta velocidade é atingida rapidamente e é constante durante a zona de decantação. Porém, decresce até a velocidade terminal que considera a influência das outras partículas na velocidade de decantação, pois a concentração de sólidos já é elevada, retardando seu movimento. A FIGURA 2 apresenta o esquema de um sedimentador contínuo.

FIGURA 2 - SEDIMENTADOR CONTÍNUO.



FONTE: GOMIDE (1980)

As leis que regem a decantação dependem da concentração de sólidos no fluido em que estes se movem. A velocidade de decantação através de determinado meio é resultado da combinação de certos fatores, tais como: viscosidade do meio, densidades do sólido e do líquido, diâmetro e forma das partículas, assim como a vazão de suspensão.

Devido ao baixo custo, a sedimentação é uma operação unitária amplamente usada em diversas aplicações industriais. Esta operação pode ter um papel essencial em um processo, quando o produto desejado é o clarificado ou espessado, ou pode ter um papel secundário, como, por exemplo, no caso de tratamento de resíduos.

### 2.2.1. Fatores que influenciam a sedimentação

De maneira geral, os fatores que controlam o processo de decantação são a natureza morfológica e granulométrica das partículas, a concentração da fase particulada e as características do sedimentador. Além disso, a característica do meio também é fator importante no processo de sedimentação. Para aumentar a velocidade de decantação é interessante a diminuição da viscosidade, que pode ser obtida pelo aumento da temperatura, ou o aumento do tamanho das partículas. Neste caso, dois processos são conhecidos: digestão e floculação. A digestão consiste em deixar a suspensão em repouso até que as menores partículas se dissolvam enquanto as grandes crescem à custa das menores. Na floculação há aglomeração das partículas devido à forças de Van der Waals, gerando flocos de maior tamanho (GOMIDE, 1980; CREMASCO, 2012).

O processo de floculação depende de dois fatores: a probabilidade de choque entre as partículas e a probabilidade de permanecerem aglomeradas após as colisões. Para aumentar os choques entre as partículas utiliza-se uma agitação branda. O emprego de floculantes auxilia na manutenção dos aglomerados após os choques (GOMIDE, 1980). Os floculantes podem ser:

- Eletrólitos: neutralizam a dupla camada elétrica existente nas partículas sólidas evitando a repulsão entre elas, favorecendo a aglomeração; quanto maior a valência dos íons, maior o poder aglomerante (regra de Hardy-Shulze)
- Coagulantes: formação de precipitados gelatinosos que arrastam partículas finas durante a decantação, como hidróxidos de ferro e alumínio
- Tensoativos: amidos, gelatina e cola que arrastam os finos de difícil decantação
- Polieletrólitos: polímeros de cadeias longas com grande número de pontos ativos onde as partículas se fixam e, como uma partícula pode se fixar em mais de uma cadeia, os flocos são formados.

Os principais fatores que influenciam a floculação são o tipo e a quantidade de floculante, a temperatura, o tempo de mistura, a velocidade de agitação e o pH. É importante que a agitação inicial seja rápida para garantir a mistura do floculante e a suspensão, e a agitação posterior seja branda para formação dos flocos. Existe

sempre um pH ótimo para determinada condição da suspensão e para cada pH a dose de floculante utilizada também difere (NUNES, 2008)

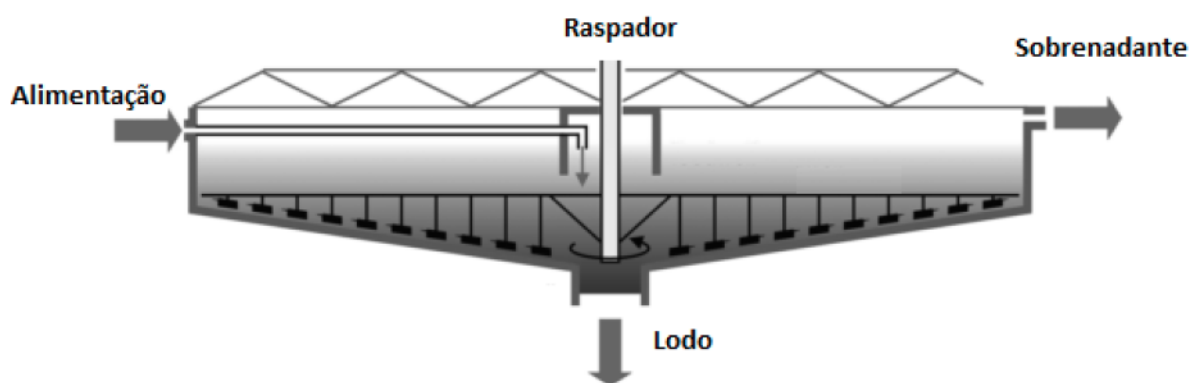
### 2.2.2. Modelo de Sedimentadores

Existem diversos tipos de sedimentadores em processos industriais de modelos convencionais até modelos de alta performance. De maneira geral, os sedimentadores são construídos com seção circular, com uma parte cilíndrica e outra cônica para facilitar a retirada do lodo. Além de sedimentadores de base circular, são encontrados na indústria os cônicos e lamelares (AZEVEDO 2009; TARLETON e WAKEMAN, 2007).

- Sedimentador de base circular

O sedimentador de base circular é amplamente utilizado em processos de larga escala para espessamento e clarificação de suspensões diluídas, com faixa de tamanho de partículas entre 0,1 a 500  $\mu\text{m}$  e concentração menor que 20% em massa. A FIGURA 3 mostra a configuração do equipamento (TARLETON e WAKEMAN, 2007).

FIGURA 3 - SEDIMENTADOR DE BASE CIRCULAR.



FONTE: TARLETON e WAKEMAN (2007)

Este sedimentador se caracteriza por ser raso, o topo composto por um tanque cilíndrico aberto e o fundo por um cone invertido, geralmente com inclinação entre 40 e 60°. A suspensão é alimentada continuamente e de maneira suave, existe

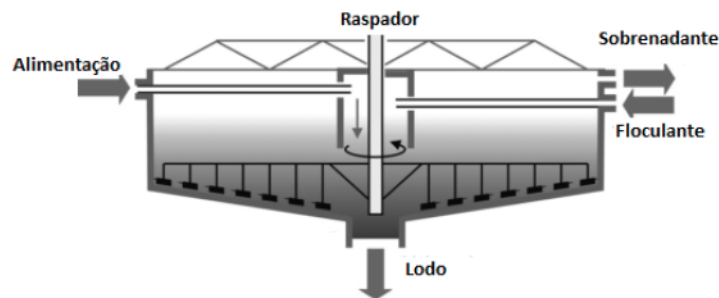
um raspador que auxilia a remoção do lodo, que ocorre no fundo, e o clarificado sobrenadante é retirado pela parte superior

- Sedimentadores de alta capacidade

Apresentam princípios similares aos convencionais e são utilizados para sistemas onde a velocidade de sedimentação é maior, características estas atingidas com a utilização de floculantes de ação rápida. Estes equipamentos possuem tamanho menor comparado aos convencionais (TARLETON e WAKEMAN, 2007).

Como mostra a FIGURA 4, os circulares de alta capacidade possui características próximas dos convencionais, mostrados anteriormente, mas possuem o diferencial da adição do floculante como auxiliar de sedimentação. Nesses equipamentos os diâmetros são menores que os convencionais, o tamanho das partículas em uma faixa entre 0,1 e 300  $\mu\text{m}$  e concentração máxima da suspensão de 15% em massa (TARLETON e WAKEMAN, 2007).

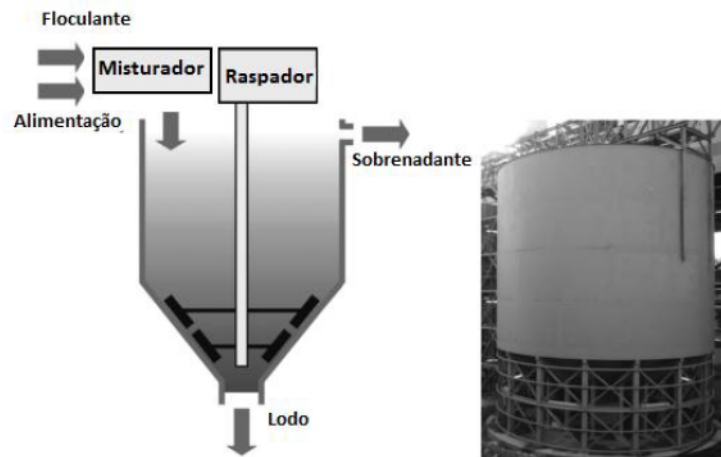
FIGURA 4 - SEDIMENTADOR CIRCULAR DE ALTA CAPACIDADE.



FONTE: TARLETON e WAKEMAN (2007)

Outro modelo de sedimentadores de alta capacidade é o cone profundo, que possui funcionamento similar aos circulares, mas possui ângulo interno menor, ou seja, a altura da seção cônica é maior. As partículas estão na faixa de 0,1 e 300  $\mu\text{m}$  e concentração máxima da suspensão de 15% em massa. A FIGURA 5 mostra a configuração deste sedimentador (TARLETON e WAKEMAN, 2007).

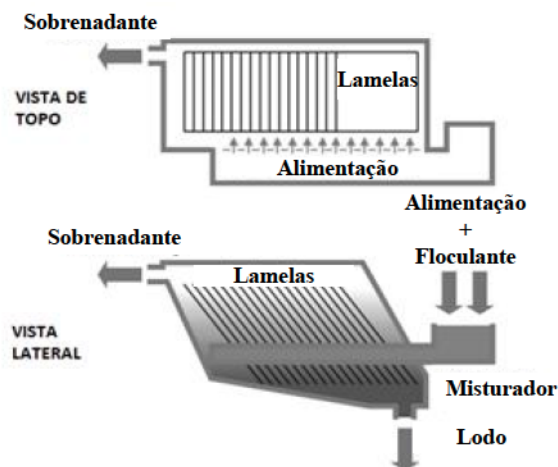
FIGURA 5 - SEDIMENTADOR DE CONE PROFUNDO.



FONTE: TARLETON e WAKEMAN (2007)

O sedimentador lamelar também é um sedimentador de alta capacidade, conforme mostra a FIGURA 6. Este equipamento é utilizado para suspensões com partículas na faixa de 0,1 e 150  $\mu\text{m}$  e concentração máxima da suspensão de 15% em massa, composto por lamelas inclinadas, com inclinação de  $50^\circ$  em relação ao plano horizontal, que auxiliam na sedimentação das partículas. Estes separadores possui tamanho 90% menor aos convencionais com a mesma capacidade de separação, ou seja, são bem mais compactos. A má distribuição de sólidos pode ser um problema na efetividade neste tipo de separador e a substituição das placas por tubos inclinados ajuda na resolução deste problema (TARLETON e WAKEMAN, 2007).

FIGURA 6 - SEDIMENTADOR LAMELAR.



FONTE: TARLETON e WAKEMAN (2007)

## 2.3. MICROALGAS

As microalgas são microrganismos autotróficos capazes de sintetizar seu próprio alimento com alta eficiência fotossintética. São importantes fontes de lipídios, hidrocarbonetos e outros óleos para produção de biocombustíveis. Devido a sua estrutura unicelular ou pluricelular simples elas podem se reproduzir e sobreviver em condições severas (ARENAS *et al.*, 2017).

### 2.3.1. Gênero *Scenedesmus*

Microalgas *Scenedesmus sp.* são algas verdes pertencentes à família *Scenedesmaceae*, comumente encontrada em água doce, mas também em águas salobras (OLIVEIRA, 2013). *Scenedesmus* é o gênero de algas verdes que se difere principalmente no número de células e que se apresenta na forma de colônias de múltiplos de 2, chegando a 32 células por colônia e, raramente, dependendo das condições de cultivo, são unicelulares. O formato unicelular permite uma maior estabilidade no meio e a sua razão superfície/volume capta mais nutrientes e luz solar. As células podem ser elipsoides, ovoides, fusiformes e podem ser todas iguais ou as externas serem de uma forma e as internas de outra, conforme mostra a FIGURA 7. Estas algas são comumente encontradas no plâncton de água doce de rios, lagos e lagoas (LEE *et al.* 2008).

FIGURA 7 - MICROALGAS DO GÊNERO *SCENEDESMUS*.



FONTE : SELESU (2015)

Recentemente algumas espécies do gênero *Scenedesmus* foram transferidas ao gênero *Acutodesmus*. A espécie utilizada neste trabalho, que era

classificada como *Scenedesmus obliquus*, passou a ser denominada *Acutodesmus obliquus* (HEGEWALD e WOLF, 2003).

### 2.3.2. Produção de Microalgas no NPDEAS

O Núcleo de Pesquisa e Desenvolvimento Autossustentável busca sustentabilidade energética através da extração do óleo de microalgas para produção de biodiesel. As microalgas são inicialmente cultivadas em fotobiorreatores tubulares de 12 m<sup>3</sup>, onde é exposta à luz solar e recebe nutrientes provenientes de dejetos suínos biodigeridos. Posteriormente, tem-se as etapas de colheita, com retirada de volumes específicos de meio, processamento da biomassa por floculação, redução da umidade através de centrifugação, secagem em estufa e extração de lipídios que são utilizados para a produção do biodiesel. Ao final do ciclo de produção de biomassa e geração de biodiesel, o combustível é utilizado para abastecer um sistema gerador de eletricidade responsável por suprir a demanda energética de todo o complexo (CORRÊA, 2015; HESSE, 2016; SELESU, 2015).

### 2.3.3. Biomassa de Microalga para produção de Biodiesel

O sucesso da produção de biocombustíveis a partir de microalgas depende de fatores como sistemas de cultivo de baixo custo, eficientes métodos de recuperação de biomassa e técnicas de extração de óleo adequadas. A obtenção de biodiesel a partir de microalgas é um processo de várias etapas que inclui cultivo, recuperação da biomassa, extração do óleo e enriquecimento. Além disso, aspectos que afetam a produção das microalgas, como luz solar, concentração de gás carbônico, temperatura, nutrientes, mistura e salinidade, também são importantes na eficiência do processo (ARENAS *et al.*, 2017; LEI *et al.*, 2015; ANSARI *et al.*, 2017).

A produção do biodiesel a partir da microalga possui vantagens comparadas àquela a partir de oleaginosas: produção de 3 a 10 vezes mais energia por hectare, possui cultivo simples, não há gastos com água para irrigação, não compete com a produção de alimentos. Além disso, podem ser alimentadas a partir de dejetos suínos ou esgoto e até ser cultivadas em ambientes de água salina ou salobra, dependendo da espécie. Enquanto culturas vegetais demoram cerca de 100 dias para colheita, as microalgas demoram de 9 a 18 dias, não utilizam pesticidas e herbicidas, e podem

sobreviver em ambientes com condições severas, tendo crescimento sem fortes restrições climáticas e estacionais (ARCEO, 2012; LEMOS, 2012). Outra vantagem importante é que o teor de lipídios está entre 20 e 50%, podendo alcançar até 75% dependendo das condições de cultivo, e apresenta maior teor em relação a outras culturas (CHISTI, 2007).

A TABELA 1 mostra dados comparativos de fontes de óleo para produção de biodiesel baseados na produção dos Estados Unidos. Os dados mostram o rendimento de óleo médio por hectare para cada tipo de cultivo e a área de cultivo necessária para suprir 50% da demanda de combustível para transporte no país. Os cultivos de microalgas requerem área muito menor, o que apresenta uma vantagem considerável pois grandes áreas são ocupadas nas plantações destas sementes, e não apresentam concorrência com a produção alimentícia (CHISTI, 2007; DICKINSON *et al.*, 2016).

TABELA 1 - QUANTIDADE DE ÓLEO PRODUZIDA POR ANO E A ÁREA REQUERIDA PARA OS ESTADOS UNIDOS.

Fonte	Rendimento do Óleo (L/ha)	Área Requerida de Terra (ha)
Milho	172	1540
Soja	446	594
Canola	1190	223
Mamona	1892	140
Côco	2689	99
Palma	5950	45
Microalga (70%)	136900	2
Microalga (30%)	58700	4,5

FONTE: Adaptada de CHISTI (2007)

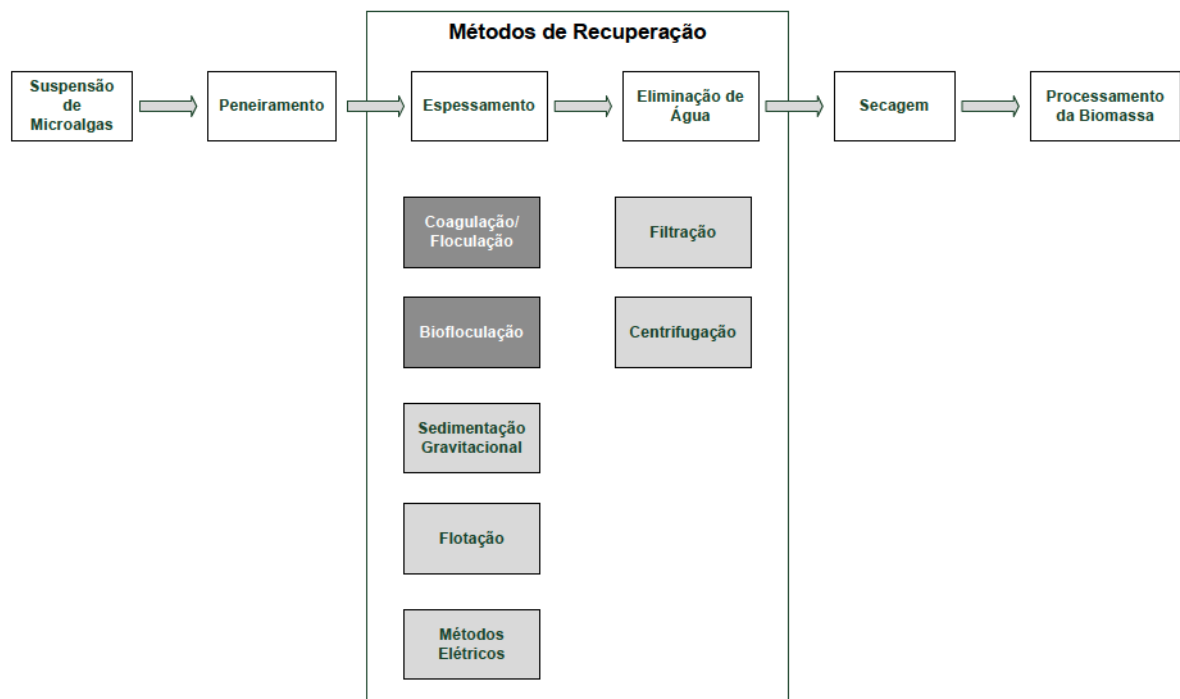
#### 2.3.4. Métodos de Recuperação da Biomassa

As suspensões de microalgas são diluídas e devem ser concentradas para diminuir custos de operações posteriores (TAPARIA *et al.*, 2016). A etapa de recuperação e separação das microalgas do meio de cultura é importante no processo de produção de biodiesel a partir da biomassa da microalga e corresponde de 20 a 30% do custo total do processo. Estes custos se referem principalmente

pelo consumo energético e pela manutenção dos equipamentos de separação (ARENAS *et al.*, 2017).

Os métodos de recuperação de microalgas envolvem processos mecânicos, químicos, biológicos e em menor porcentagem, elétricos, ou até mesmo a combinação de diferentes métodos, sempre em busca do menor custo. A combinação de floculação-sedimentação com centrifugação, por exemplo, reduz significativamente custos do processo. Métodos mecânicos são os mais utilizados para recuperação de microalgas e processos prévios geralmente são utilizados para facilitar esta separação. Como mostra a FIGURA 8, técnicas de pré-tratamento como coagulação/floculação são utilizadas com o intuito de redução do custo global do processo (BARROS *et al.*, 2015; SALIM *et al.*, 2013).

FIGURA 8 - MÉTODOS DE RECUPERAÇÃO E SEPARAÇÃO DE MICROALGAS.



FONTE: Adaptado de BARROS *et al.* (2015)

Os três processos mais comuns e mais utilizados na separação da biomassa são: centrifugação, sedimentação gravitacional e filtração. A centrifugação baseia-se na separação da microalga por diferença de densidade em relação ao meio de cultura através da atuação da força centrífuga. Grandes limitantes são o alto custo de energia do processo e a dificuldade de produção em larga escala devido à grande demanda de energia, fazendo com que o processo não seja vantajoso. A

sedimentação gravitacional é um processo simples, de baixo custo energético e operacional que pode ainda ser auxiliada pela adição de floculantes e lamelas no interior do sedimentador para melhor separação de partículas. Além disso, para processos em grandes escalas ela pode ser utilizada. A filtração é um processo eficiente mas que apresenta problemas de entupimento de filtros, necessitando de limpeza e trocas regulares, e em escalas maiores demanda elevados custos, principalmente operacionais (ARENAS *et al.*, 2017; DICKINSON *et al.*, 2016).

A TABELA 2 mostra a comparação entre os métodos de recuperação e separação da biomassa de microalgas da suspensão, com as vantagens e desvantagens dos mesmos.

TABELA 2 - COMPARAÇÃO DOS MÉTODOS DE RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA DE MICROALGAS.

<b>Método</b>	<b>Vantagem</b>	<b>Desvantagem</b>
Coagulação/ Floculação	Método simples e fácil Não requer energia	Floculantes podem ser de alto custo e tóxicos à biomassa Reutilização do meio de cultura é limitado
Biofloculação	Método de baixo custo Permite reutilização do meio de cultura Não é tóxico à biomassa	Muda a composição celular Possibilidade de contaminação microbiológica
Sedimentação Gravitacional	Método simples e de baixo custo	Consumo de tempo Possibilidade de deterioração da biomassa Baixa concentração do lodo
Flotação	Viável para aplicação em larga escala Método de baixo custo Requer pouco espaço Tempo de operação curto	Uso de floculantes químicos Inviável para microalgas marinhas
Elétrico	Aplicável a várias espécies Não necessita de floculantes químicos	Pouco difundido Alto gasto energético e de equipamentos
Filtração	Alta eficiência de recuperação Permite a separação de espécies sensíveis ao cisalhamento	Possibilidade de entupimento aumento custos do processo Membrana deve ser limpa regularmente Troca de membrana e bombeamento representam os maiores custos
Centrifugação	Método rápido Alta eficiência de recuperação Adequado para quase todas as espécies	Método de alto custo Alto gasto energético Adequado somente para produtos de alto valor Possibilidade de deterioração das células devido às forças de cisalhamento

FONTE: BARROS *et al.* (2015)

- Floculação-Sedimentação

Os processos de floculação-sedimentação podem remover cerca de dois terços de água da suspensão inicial. A utilização de floculantes é importante para que o processo seja favorecido, pois há a aglomeração das células, o que facilita a sedimentação. De maneira geral, processos contínuos de floculação-sedimentação envolvem três etapas principais: agitação brusca para dispersão do agente floculante na suspensão, agitação branda para facilitar o encontro das células e aglomeração, evitando a quebra dos flocos, e a sedimentação dos flocos por gravidade, sem agitação (CHATSUNGNOEN e CHISTI, 2016).

A etapa de floculação é importante para os processos subsequentes de recuperação de biomassa, como centrifugação e secagem, pois quanto menor o teor de água no lodo, menores os gastos energéticos associados a estes processos. O floculante representa o principal custo de operação da floculação e a determinação do melhor floculante é uma etapa importante neste estudo (HESSE *et al.*, 2017).

## 2.4. TRABALHOS RELEVANTES NA ÁREA

Microalgas são temas de pesquisa científica recente e há grande foco em processos de redução de custo operacionais desde métodos de cultivos até a destinação final, como a extração do óleo para produção do biodiesel. Métodos de separação da microalga do meio de cultivo correspondem a boa parte do custo global de produção, de 20 a 30% (ARENAS *et al.*, 2017). O método de menor custo e mais utilizado é o de floculação-sedimentação, tema de estudo no presente trabalho.

Neste processo de recuperação de biomassa dois fatores são importantes: escolha do floculante e ampliação de escala. Estudos iniciais de floculação buscaram a determinação de melhores floculantes para separação da biomassa de microalgas. Estudos em desenvolvimento, e com poucas referências, buscam ampliação de escala de floculação-sedimentação e a aplicação em processos contínuos, assim como o estudo de configurações de sedimentadores para este processo, sempre com o objetivo de otimizá-lo.

### 2.4.1. Estudos de seleção de flocculantes

O processo de floculação depende de diversos fatores importantes como o pH da suspensão, o tempo de mistura, a agitação e a quantidade de flocculante. Estudos iniciais de floculação e sedimentação de microalgas eram realizados acerca da obtenção dos melhores flocculantes. A TABELA 3 mostra um comparativo entre diferentes autores em estudos de flocculantes.

TABELA 3 - ESTUDOS PARA DETERMINAÇÃO DOS MELHORES FLOCCULANTES.

Referência	Microalga	Flocculantes utilizados	C <sub>flocculante</sub> (mg/L)	pH	Método de Análise	Doses/ Recuperação
Reyes e Labra (2016)	<i>Scenedesmus spinosus</i>	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> FeSO <sub>4</sub> FeCl <sub>3</sub>	50, 200, 800, 1500, 3000 e 7000	7,2	Turbidez	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> 1,5 g/L - 99 % FeSO <sub>4</sub> 1,5 g/L - 61% FeCl <sub>3</sub> 7,0 g/L - 98%
Pérez et al. (2016)	<i>Chaetoceros gracilis</i>	FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O Quitosana	10, 50, 100, 150, 200 e 250	7,95	Absorbância	FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O 200 mg/L - 95% Quitosana 500 mg/L - 27%
Gutiérrez et al. (2015)	<i>Monoraphidium sp.</i> , <i>Scenedesmus sp.</i> , <i>Stigeoclorium sp.</i> , <i>Nitzschia sp.</i> , <i>Navicula sp.</i> e <i>Amphora sp</i>	Ecotan Tanfloc	10, 20, 30, 40, 50 e 60	6,7 - 8,4 7,7 - 8,4	Turbidez	Ecotan 10mg/L - 91% Tanfloc 50 mg/L - 90%
Hesse (2016)	<i>Scenedesmus sp.</i>	Quitosana Tanfloc	5 - 25 (QT) 0 - 210 (Tanfloc)	5,3 - 10	Densidade Ótica	Quitosana 10 mg/L - 99% Tanfloc 50 mg/L - 93%

FONTE: O autor (2018)

Os flocculantes mais usados industrialmente são sulfato de alumínio, sulfato ferroso e cloreto férrico. Reyes e Labra (2016) testaram estes flocculantes, para as microalgas *Scenedesmus spinosus*, em diversas concentrações e verificaram as doses ótimas, quantidades nas quais há a melhor recuperação de biomassa. Para o sulfato de alumínio esta dose corresponde a 1,5 g L<sup>-1</sup>, com recuperação de biomassa de 99 %; para o sulfato ferroso, 1,5 g L<sup>-1</sup> e 61%; para o cloreto férrico, 7,0 g L<sup>-1</sup> e 98 %. Apesar de apresentarem bom rendimento de remoção de biomassa do cultivo inicial de microalgas, estes flocculantes permanecem junto aos flocos

presentes no lodo e necessitam ser removidos para que não afetem a qualidade do biodiesel. Isto implica uma operação adicional ao processo e que representa custos.

Alternativamente, autores verificaram o comportamento de floculação-sedimentação de microalgas na presença de floclulantes naturais. Pérez *et al.* (2016) observaram inicialmente treze floclulantes, sendo oito inorgânicos e cinco orgânicos, em microalgas marinhas *Chaetoceros gracilis*. Os inorgânicos foram os cloretos de alumínio, ferro e cálcio, os sulfatos de ferro e cobre, alúmen, iodeto de potássio e hidróxido de potássio; os orgânicos, quitosana, ágar, lactato de cálcio, goma arábica e alginato de sódio. A partir de mesma concentração ( $200 \text{ mg L}^{-1}$ ) selecionaram o melhor floclulante tanto dos inorgânicos quanto dos orgânicos, obtendo como resultado o cloreto férrico e a quitosana com valores de recuperação de biomassa de 95% e 23%, respectivamente. Foram verificadas diferentes doses para estes floclulantes e observado que, para o cloreto férrico, doses acima de  $200 \text{ mg L}^{-1}$  não aumentaram significativamente a recuperação da biomassa, a qual atingiu 95%, e para a quitosana esse valor foi o máximo testado,  $500 \text{ mg L}^{-1}$ , que representa 27% de recuperação. Apesar de os resultados mostrarem desempenho consideravelmente melhor para o cloreto férrico, a utilização da quitosana em baixa dosagem é indicada para água doce e a microalga estudada foi testada em água salgada, o que provavelmente tenha sido a causa da baixa efetividade da quitosana.

Outros trabalhos atingiram resultados melhores para floclulantes naturais. Gutiérrez *et al.* (2015) estudaram dois floclulantes naturais à base de tanino (Ecotan e Tanfloc) em estação de tratamento de água residual. A população de microalgas era composta pelas espécies *Monoraphidium sp.*, *Scenedesmus sp.* e *Stigeoclorium sp.*, *Nitzschia sp.*, *Navicula sp.* e *Amphora sp.* Os floclulantes não alteram o pH do meio e são efetivos entre valores de pH entre 4,5 e 8. As menores doses que alcançaram 90% de recuperação foram consideradas as doses ótimas. Para o Ecotan foi determinada dose de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  e 92% de recuperação de biomassa; para o Tanfloc,  $50 \text{ mg L}^{-1}$  e 90 %.

Hesse (2016) estudou a utilização de Tanfloc e quitosana. A autora verificou a eficiência da floculação e a reutilização do clarificado resultante como meio de cultivo de microalgas. Como as suspensões de microalgas possuem baixas concentrações, há grande quantidade de clarificado resultante da separação e seu reaproveitamento indica economia no processo. As eficiências obtidas foram 99% e 93% para a quitosana e o Tanfloc, respectivamente. Verificou-se também que a

reutilização do clarificado não afetou o crescimento e as características finais das microalgas. Este é um fator de grande relevância, pois não implica na necessidade de remoção dos floculantes dos flocos e o clarificado obtido pode ser reutilizado em processos de maior escala.

- Floculantes Naturais

De acordo com estudos prévios, a utilização de floculantes naturais apresenta vantagens relevantes em relação aos inorgânicos. No presente trabalho, o processo contínuo de floculação-sedimentação será testado com o Tanfloc.

O Tanfloc é um produto da companhia TANAC (Brasil), à base de tanino modificado quimicamente e que apresenta elevado poder floculante. É obtido a partir da casca da acácia negra, uma árvore comum no Brasil que se caracteriza por sua alta concentração de taninos. De acordo com a especificação da TANAC, Tanfloc é principalmente constituído de estruturas flavonóides com um peso molecular médio de 1,7 kDa. Mais grupos como, gomas hidrocolóides e outros sais solúveis, estão incluídos na estrutura do Tanfloc. A modificação química inclui o nitrogênio quaternário que dá ao tanfloc o caráter catiônico, o que faz com que se mostre eficaz em tratamento de águas residuais (HEREDIA e MARTÍN, 2009).

#### 2.4.2. Estudos de Sedimentação Contínua

Estudos de sedimentação contínua para recuperação de microalgas ainda estão em desenvolvimento e apresentam poucas referências na literatura. Algumas referências de demais produtos que não sejam de microalgas, mas que estudam a sedimentação contínua, são mostrados na TABELA 4. Apesar de os produtos estudados serem diferentes, estes trabalhos são importantes pois envolvem o mesmo fenômeno físico-químico, e as variáveis que o regem são semelhantes. Além disso, contribuem para os procedimentos de partida e acompanhamento do sistema em regime contínuo.

TABELA 4 - TRABALHOS SOBRE SEDIMENTAÇÃO CONTÍNUA.

Artigo	Material	Tipo de Sedimentador	$C_{Inicial}$	Floculante	Amostragem
LIRA (2010)	Caulim	Cilíndrico	1% (V/V)	Sulfato de Alumínio	Análise Gravimétrica
Martín et al. (2010)	Water Treatment	Cilíndrico	0,452 – 0,650 g L <sup>-1</sup>	Tanfloc	Turbidez
Chatsungnoen e Chisti (2016)	Microalga Nannochloropsis salina	Retangular	0,5 g L <sup>-1</sup>	Sulfato de Alumínio	Densidade ótica (Espectrofotômetro - 680 nm)

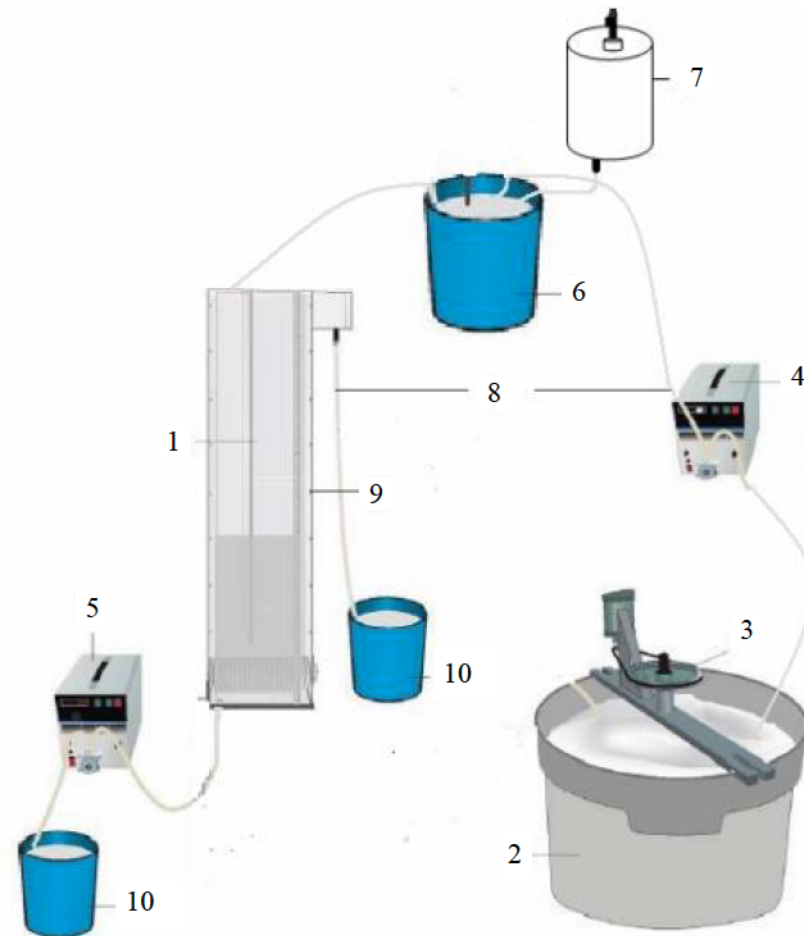
FONTE: O autor (2018)

Lira (2010) estudou a sedimentação de suspensões aquosas de caulim com sulfato de alumínio como floculante. Os testes experimentais foram divididos em três etapas: determinação da concentração de floculante e pH ótimos para a floculação, testes com sedimentador contínuo para verificar a altura de sedimento e testes de pressão e permeabilidade dos sólidos para modelagem do sistema. Foram realizados testes com e sem a presença do floculante. Além de testes visando a determinação de parâmetros de modelos estudados, neste trabalho há uma importante contribuição sobre a descrição de operação de um sedimentador contínuo. De acordo com a autora, o procedimento de operação foi realizado seguindo as etapas:

- 1) Agitação de 5 minutos do tanque de mistura antes do início do procedimento;
- 2) Preenchimento do sedimentador com a suspensão;
- 3) Quando o sedimentador completou seu volume, a bomba de fundo foi acionada de modo a relação entre as vazões de fundo e alimentação fosse aproximadamente a concentração dos sólidos no fundo;
- 4) Quando a altura do sedimento e a concentração do fundo era constante com o tempo o sistema atingia o estado estacionário;

A FIGURA 9 representa o sistema adotado por Lira (2010). Todos os tanques são conectados ao tanque sedimentador. As correntes são alimentadas por bombas peristálticas.

FIGURA 9 - SISTEMA DE SEDIMENTAÇÃO ADOTADO POR LIRA (2010).

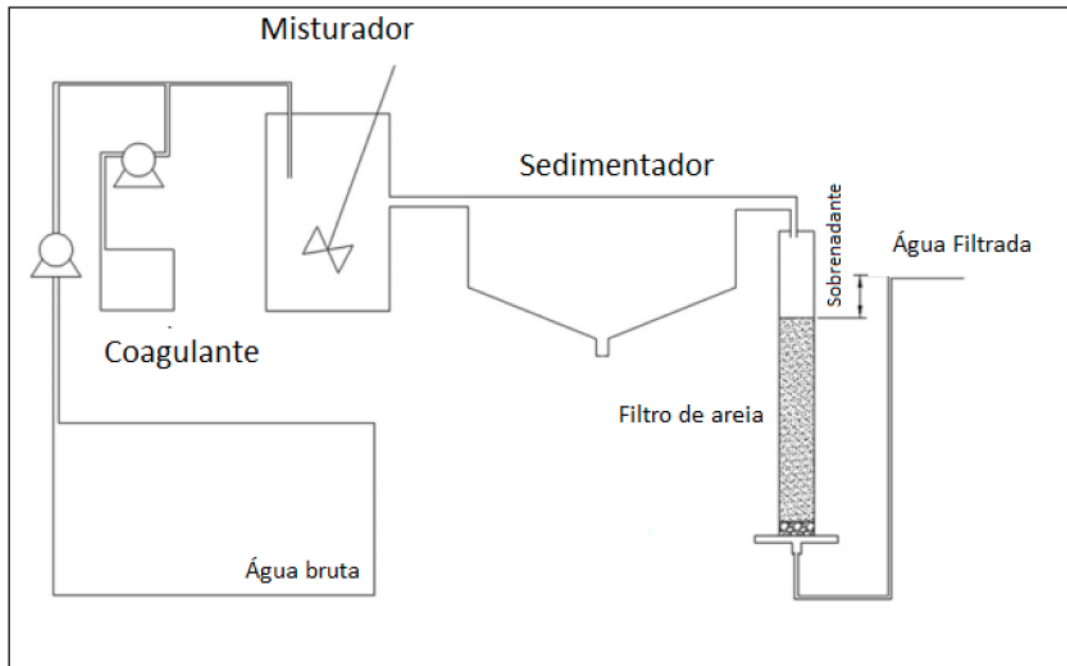


- |                           |                              |
|---------------------------|------------------------------|
| 1 - Sedimentador          | 6 - Recipiente de Floculação |
| 2 - Tanque de Alimentação | 7 - Frasco de Mariotti       |
| 3 - Agitador              | 8 - Mangueiras de Silicone   |
| 4 - Bomba de Alimentação  | 9 - Pontos de Amostragem     |
| 5 - Bomba de Sucção       | 10 - Recipiente de Coleta    |

FONTE: LIRA (2010)

Martín *et al.* (2010) estudaram o tratamento de água a partir da aplicação de Tanfloc, que é um floculante à base de tanino, como floculante. A água a ser tratada era proveniente de três diferentes fontes: efluente de rio, efluente municipal e efluente de indústria têxtil. Para tanto os autores utilizaram um sistema de processo contínuo, com agitador, sedimentador e filtro de areia, como mostrado na FIGURA 10. A aplicação de Tanfloc como floculante foi efetiva para os três diferentes sistemas, com remoção de 75% dos surfactantes e redução de material orgânico de 40 a 60%.

FIGURA 10 - SISTEMA UTILIZADO PARA TRATAMENTO DE ÁGUA NO TRABALHO DE MARTÍN *et al.* (2010).



FONTE: MARTÍN *et al.* (2010)

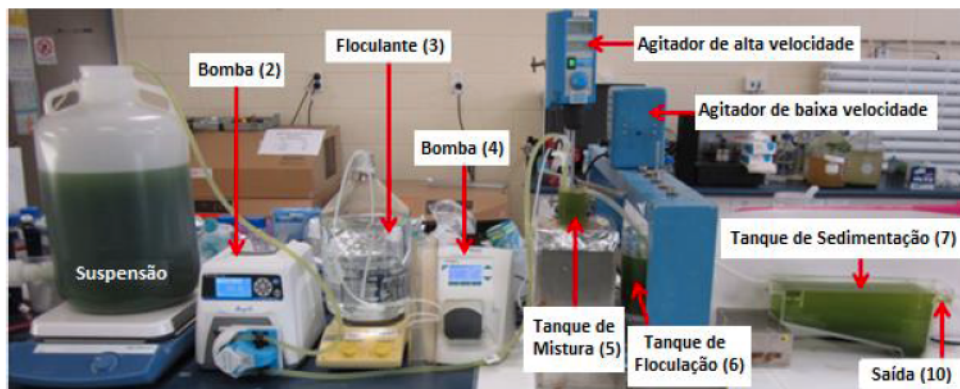
Chatsungnoen e Chisti (2016) estudaram a floculação-sedimentação de microalgas. A espécie estudada foi a microalga marinha *Nannochloropsis salina* com a utilização sulfato de alumínio como floculante. Neste trabalho, a concentração inicial da suspensão de microalgas era  $0,5 \text{ g L}^{-1}$  e para determinação da concentração inicial da suspensão foi utilizada filtração à vácuo com filtro de disco de microfibras. A biomassa foi lavada com solução  $0,5 \text{ M}$  de formato de amônio ( $\text{NH}_4\text{HCO}_2$ ) e seca durante a noite à  $80 \text{ }^\circ\text{C}$ . Para determinar a concentração das amostras foi utilizada análise de densidade ótica. Os autores partiram de uma biomassa seca conhecida e foram diluindo a mesma com a suspensão inicial, e a densidade ótica das amostras foi medida em espectrofotômetro de  $680 \text{ nm}$ . Neste caso, o “branco” foi considerado a suspensão inicial. Foram feitas 6 diluições e a máxima densidade ótica medida não ultrapassou  $0,6$ . A partir destas diluições foi feita a curva de calibração.

A FIGURA 11 mostra o sistema de sedimentação adotado. A suspensão de microalgas é alimentada para o tanque de mistura (tanque 5) através de uma bomba peristáltica. Simultaneamente, a solução de floculante é alimentada a esse mesmo tanque, o qual possui alta agitação. A mistura passa posteriormente por tanque de baixa agitação (tanque 6) e, em seguida, segue por gravidade para o tanque de

sedimentação (tanque 7). O tempo de floculação utilizado foi de 19 minutos (nos ensaios em batelada foi utilizado 30 minutos).

A vazão do tanque de agitação foi determinada pelo tempo de agitação necessário e o volume do tanque. Esta é a mesma vazão para o tanque de sedimentação. A partir do volume do tanque de sedimentação e da velocidade de sedimentação dos ensaios em batelada, as dimensões do sedimentador foram calculadas. O tanque de sedimentação é caracterizado por ser retangular com o fundo inclinado. O tempo de residência total do tanque de sedimentação é 38,2 minutos. De acordo com os autores o tempo de residência total do sistema é de 148 minutos para recuperação de 86% da biomassa.

FIGURA 11 – SISTEMA DE SEDIMENTAÇÃO CONTÍNUA UTILIZADO POR CHATSUNGNOEN E CHISTI (2016).



FONTE: CHATSUNGNOEN e CHISTI (2016)

Amostras foram retiradas na saída do tanque de sedimentação a cada 30 minutos até o processo atingir o estado estacionário, quando esta concentração não varia. Para atingi-lo foram necessárias a passagem de 4 tempos de residência do sistema.

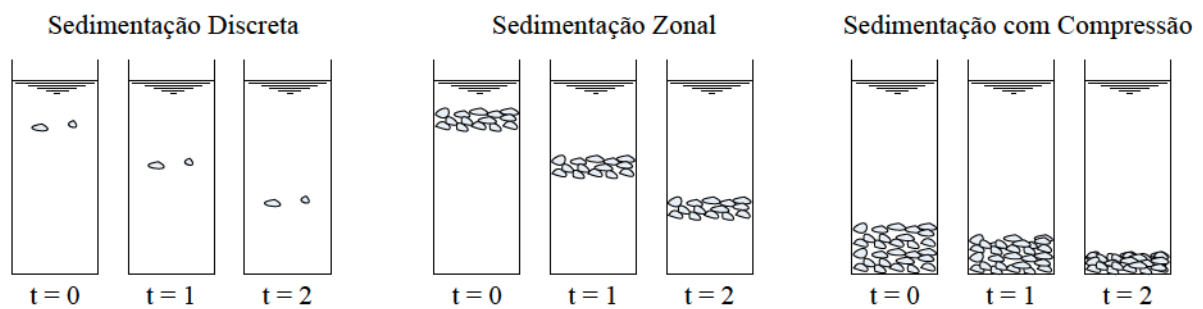
## 2.5. MODELAGEM DO SISTEMA

Os modelos de sedimentação-floculação podem ser divididos em dois blocos: modelos de sedimentação em batelada e modelos de sedimentação de sistemas contínuos.

### 2.5.1. Sedimentação em Batelada

Os processos de sedimentação são caracterizados de três regimes distintos ao longo da altura: sedimentação discreta, sedimentação zonal e sedimentação com compressão (FIGURA 12). Na sedimentação discreta, o fenômeno é governado pelas propriedades individuais de cada partícula; na sedimentação perturbada, todas as partículas assentam como uma zona com velocidade constante; a sedimentação com compressão ocorre na região de formação do lodo onde as partículas comprimem-se devido ao peso e sedimentam de forma mais lenta (TORFS *et al.*, 2017).

FIGURA 12 - REGIMES DE SEDIMENTAÇÃO EM BATELADA.



FONTE: Adaptada de VON SPERLING (2007).

Os modelos de sedimentação perturbada encontrados na literatura são predominantemente modelos exponenciais e de lei de potência, sendo os modelos exponenciais os mais consolidados para descrever este regime de sedimentação. De Clercq *et al.* (2008) e Diehl *et al.* (2016) observaram que a função exponencial para velocidade de sedimentação perturbada em combinação com expressão de sedimentação com compressão não foram capazes de descrever dados de sedimentação em batelada enquanto que as funções de lei de potência melhoraram a captação destes dados pelo modelo.

Torfs *et al.* (2017) estudaram quatro diferentes modelos de batelada: Vesilind (1968), Takacs *et al.* (1991), Cole (1968) e Diehl (2015), de acordo com as Equações de 1 a 4. Os modelos de Vesilind e Takacs são funções exponenciais, e os modelos de Cole e Diehl são leis de potência. De maneira geral, modelos exponenciais ajustam bem dados experimentais de sedimentação em batelada, embora em alguns casos as funções de lei de potência faça também bons ajustes.

Os termos  $V_0$ ,  $r_v$ ,  $r_h$ ,  $r_p$ ,  $k$ ,  $n$ ,  $M$  e  $q$  são os parâmetros a serem estimados dos modelos.

$$\text{Vesilind} \quad v_{\text{sed}}(C) = V_0 e^{-r_v C} \quad (1)$$

$$\text{Takács} \quad v_{\text{sed}}(C) = V_0 (e^{-r_h C} - e^{-r_p C}) \quad (2)$$

$$\text{Cole} \quad v_{\text{sed}}(C) = k C^{-n} \quad (3)$$

$$\text{Diehl} \quad v_{\text{sed}}(C) = \frac{V_0}{1 + \left(\frac{C}{M}\right)^q} \quad (4)$$

### 2.5.2. Floculação-Sedimentação contínua

As teorias de fluxo existentes são baseadas na teoria de Kynch (1952), a qual assumia que a velocidade de sedimentação dependia apenas da concentração local,  $v_{\text{sed}}(C)$ . A sedimentação em batelada é determinada pela lei da conservação, conforme a Equações 5 e 6. (Diehl, 2008 e Kynch, 1952).

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial f(C)}{\partial z} = 0 \quad (5)$$

Sendo a função de fluxo  $f(C)$ :

$$f(C) = C v_{\text{set}}(C) \quad (6)$$

A resolução da Equação 5 apresenta descontinuidades que podem ser experimentalmente interpretadas pelas interfaces das camadas de sedimentação formadas (LI e STENSTROM, 2014).

Para um sistema em regime contínuo o primeiro termo da equação diferencial parcial é nulo, pois não há variação temporal de concentração,  $\partial C / \partial t = 0$ . Assim sendo,  $\partial f(C) / \partial z = 0$ , o que indica que a variação da função fluxo  $f(C)$  não varia em relação à altura, sendo apenas dependente da concentração local.

A complexidade de modelos de duas e três dimensões faz com que os modelos unidimensionais sejam mais interessantes para projetos de ampliação de escala de sedimentadores (DIEHL, 2008).

A teoria apresentada por Von Sperling (2007) mostra estudo de floculação-sedimentação contínua para lodos ativados com aplicação da teoria do Fluxo Limite de Sólidos. Esta teoria é aplicável tanto para projetos quanto para controle operacional. O autor analisa o sedimentador na zona de formação do lodo, ou seja, a função fluxo é considerada contínua, não apresentando a descontinuidade quando se analisa a sedimentação em uma coluna. No interior do sedimentador operando continuamente, dois fluxos tem atuação importante: fluxo por gravidade ( $G_G$ ), causado pela sedimentação gravitacional das partículas, e fluxo pela retirada de fundo ( $G_U$ ), provocado pela retirada do lodo do fundo do sedimentador, representados pelas Equações 7 e 8, respectivamente. O fluxo total de sólidos ( $G_T$ ) é então a soma destes dois fluxos (Equação 9).

$$\text{Fluxo por gravidade} \quad G_G = C v_{sed}(C) \quad (7)$$

$$\text{Fluxo pela retirada de fundo} \quad G_U = \frac{C Q_U}{A_{sed}} \quad (8)$$

$$\text{Total} \quad G_T = G_G + G_U \quad (9)$$

Sendo  $C$  a concentração ( $g L^{-1}$ ),  $Q_U$  a vazão do lodo ( $mL min^{-1}$ ) e  $A_{sed}$  a área transversal do sedimentador ( $cm^2$ ).

A velocidade é função dependente da concentração e é determinada pelos modelos em batelada anteriormente descritos (Equações 1 a 4). Observa-se que a Equação 7, proposta por Von Sperling (2007) corresponde à Equação 6, proposta por Kynch (1952).

A curva  $G_T$  fornece um ponto mínimo de função, o qual expressa o fluxo limite de sólidos ( $G_L$ ). Este ponto indica que, conforme a concentração de sólidos aumenta no sedimentador, haverá uma concentração limite ( $C_L$ ) que ocasionará o menor fluxo. Neste ponto o sedimentador encontra-se limitado, não transmitindo quantidade de sólidos ao fundo superior ao fluxo limite.

Para avaliação do comportamento do sedimentador, utiliza-se da condição de carga do mesmo, fluxo afluyente ( $G_A$ ), mostrado pela Equação 10, como parâmetro comparativo.

$$\text{Fluxo Afluente} \quad G_A = \frac{C_0(Q_A + Q_R)}{A_{\text{sed}}} \quad (10)$$

Sendo  $C_0$  a concentração inicial de microalgas ( $\text{g L}^{-1}$ ),  $Q_A$  a vazão de alimentação ( $\text{mL min}^{-1}$ ) e  $Q_R$  a vazão de reciclo do lodo ( $\text{mL min}^{-1}$ )

As condições de sedimentação são caracterizadas conforme as condições abaixo:

- $G_A < G_L$  : Carga com Folga
- $G_A \cong G_L$  : Carga Crítica
- $G_A > G_L$  : Sobrecarga

Na condição de carga com folga, as partículas possuem liberdade de sedimentação e o sistema é caracterizado por duas fases distintas, o lodo de baixa camada e o clarificado de alta camada. Extrapolando para condições de operação contínuas significa que a altura da manta do lodo diminui com o passar do tempo, pois a saída de sólidos é maior que a entrada dos mesmos.

Na condição carga crítica, o sistema é caracterizado também por duas fases, o lodo, de camada mais alta em relação à condição de carga com folga, e o clarificado. Em condições de operação contínuas, espera-se a altura da manta do lodo constante, visto que a entrada de sólidos é próxima à retirada dos mesmos.

Na condição de sobrecarga existe uma entrada de sólidos maior que a retirada deles, indicando o aumento da altura da manta do lodo. Nesta condição, existe alta possibilidade de perda de sólidos pelo clarificado, pois a manta do lodo aumenta até que ocorra perda de sólidos no topo.

De acordo com Von Sperling (2007), para o que um decantador não esteja sobrecarregado em termos de adensamento o fluxo de sólidos aplicados não deve exceder o fluxo limite, como descrito anteriormente. Assim, a condição limite é representada pela Equação 11.

$$G_A = G_L \quad (11)$$

## 2.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir da revisão bibliográfica verificou-se a importância da etapa de separação no processo de produção de biodiesel, a partir de óleo extraído de

microalgas, e sua relevância no custo global do processo. Os trabalhos em geral são voltados para a determinação de melhores flocculantes e melhores condições de flocculação. Tendo em vista a existência de poucos trabalhos de flocculação-sedimentação contínua relacionados a microalgas, este trabalho visou ao estudo da flocculação-sedimentação de *A. obliquus*, através da aplicação do modelo da teoria de Fluxo Limite de Sólidos para previsão do comportamento do sistema, e comparação com resultados experimentais para a validação do mesmo.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. MICROALGAS

*A. obliquus* foi isolada pelo NPDEAS e a biomassa foi produzida em fotobiorreatores através de rota autotrófica utilizando dejetos suínos biodigeridos (2,5%) e água como meio de cultivo. Novas culturas utilizadas nos experimentos foram obtidas a cada 15 dias de cultivo nos fotobiorreatores, mantidos em condições ambientais de temperatura e radiação, e alimentados com ar comprimido com CO<sub>2</sub> (0,04%).

A espécie cultivada foi obtida por seleção natural aclimatada no local a ser cultivado, Curitiba-PR, e se caracteriza por ser uma espécie selvagem de microalgas. O meio de cultivo (dejetos suínos biodigeridos) é caracterizado por ser efluente real.

#### 3.2. PREPARAÇÃO DA SOLUÇÃO DE FLOCULANTES

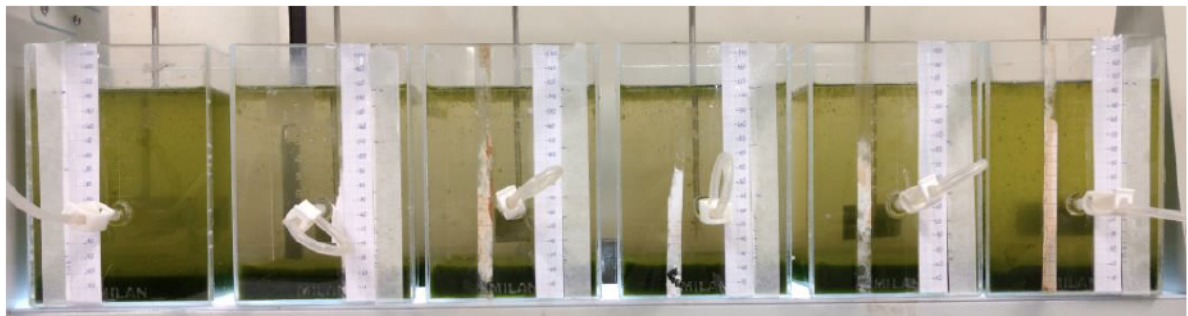
Conforme descrito na seção 1.1, Tanfloc SG (Tanac, Brasil) foi testado como floculante. O floculante foi fornecido pelo fabricante em forma de pó e precisou-se solubilizá-los para sua utilização. O Tanfloc é um produto à base de tanino, obtido da *Acacia mearnsii*, modificado por processos físico-químicos e que possui elevado poder floculante. Para solubilização foi utilizada água destilada como solvente a uma concentração de 10 g L<sup>-1</sup>, e foi utilizado o mesmo lote fornecido pelo fabricante em todos os experimentos.

#### 3.3. ENSAIOS EM BATELADA

Os ensaios em batelada foram realizados antes dos ensaios contínuos, através de Jar-Test, que é um equipamento composto por seis recipientes, contendo dois litros cada, e agitador mecânico. O equipamento foi programado para uma agitação inicial maior durante 10 segundos seguida de uma agitação branda por 10 minutos. A agitação inicial mais alta efetua a mistura da microalga com o floculante e deve ser rápida, enquanto a agitação branda ocorreu por um tempo maior para formação dos flocos.

A etapa inicial consistiu na determinação da melhor dose de floculante, de acordo com as condições específicas de pH (5,4, 6,0 e 7,0), como mostra a FIGURA 13. Na etapa posterior, os ensaios foram feitos para verificar a curva de sedimentação em diferentes concentrações iniciais de microalga. Esta etapa é importante para a seleção do modelo em batelada, o qual é utilizado na aplicação do modelo contínuo de sedimentação.

FIGURA 13 - ENSAIOS EM BATELADA: JAR-TEST.



FONTE: O autor (2018)

Os modelos em batelada testados são posteriormente descritos na seção **Erro! Fonte de referência não encontrada.** e são representados pelas Equações 1 a 4: modelos de Vesilind, Takács, Cole e Diehl. Os modelos são exponenciais e de lei de potência e descrevem bem sistemas de floculação-sedimentação em batelada.

### 3.4. ENSAIOS CONTÍNUOS

#### 3.4.1. Condições operacionais testadas

Os ensaios contínuos foram testados em diferentes condições de vazão e de pH, conforme mostrado na TABELA 5. Para o pH de 5,4 foram realizados testes com reciclo de lodo para verificar a resposta do sistema. Para os pHs de 6,0 e 7,0 foram realizados um teste para cada condição para verificar se o modelo descrevia bem o sistema em condições distintas.

TABELA 5 - CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO NOS ENSAIOS CONTÍNUOS.

pH	$C_0$	$Q_A$	$Q_U$	$Q_R$
(-)	( $g L^{-1}$ )		( $mL min^{-1}$ )	
5,4	0,18	300	30	0
	0,49			
	0,67			
5,4	0,20	600	60	0
	0,53			
	0,58			
5,4	0,22	1000	100	0
	0,47			
	0,67			
5,4	0,20	300	30	15
	0,20			
	0,38	600	60	
6,0	0,56	300	30	0
7,0	0,76	300	30	0

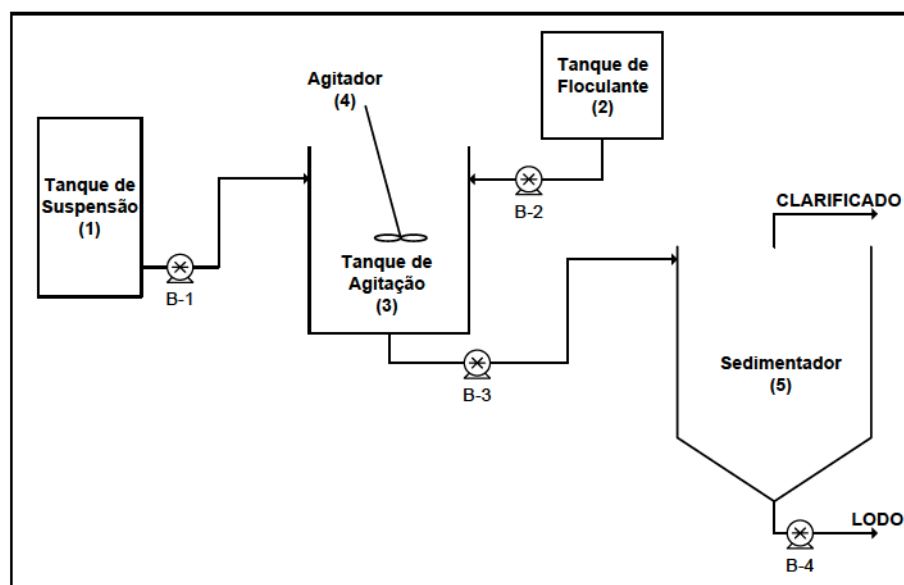
\* $C_0$  = concentração inicial de microalgas,  $Q_A$  = vazão de alimentação,  $Q_U$  = vazão de lodo,  $Q_R$  = vazão de reciclo de lodo.

FONTE: O autor (2018)

### 3.4.2. Unidade experimental

O sistema para teste de floculação-sedimentação contínua era composto por três tanques e o sedimentador, conforme mostra a FIGURA 14. Dois destes tanques, 1 e 2, correspondem aos tanques de armazenamento da suspensão de microalgas e da solução de floculante, respectivamente. O outro tanque, 3, corresponde ao tanque de agitação e o tanque 5 corresponde ao sedimentador.

FIGURA 14 - CONFIGURAÇÃO DO SISTEMA DE FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO.



FONTE: O autor (2018)

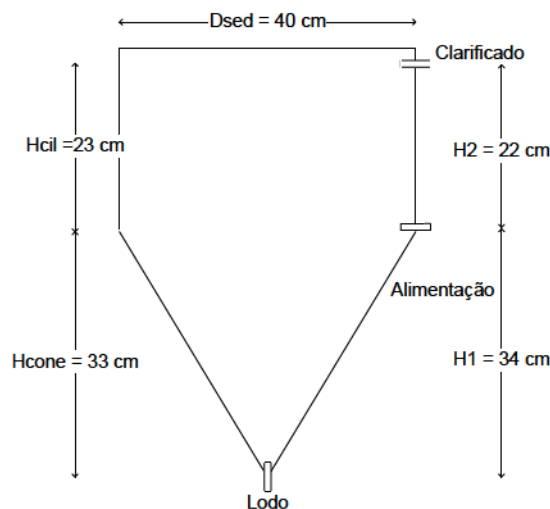
No tanque de agitação houve a mistura do floculante e a suspensão através de agitador mecânico (*IKA<sup>R</sup> – EURO-STDS1*). Após agitação, a suspensão, com flocos formados, foi enviada ao sedimentador, onde o processo de deposição dos flocos por gravidade ocorreu. No sedimentador, houve retirada do clarificado no topo e do lodo no fundo do sedimentador.

A suspensão era enviada ao tanque de agitação através de uma bomba de diafragma, B-1 (*SEAFLO<sup>R</sup> – Modelo SFDP1-014-100-22*), assim como a suspensão floculada foi enviada ao sedimentador, pela bomba B-3 (*SEAFLO<sup>R</sup> – Modelo SFDP1-014-100-22*). Para este caso, o tipo da bomba utilizada é importante para que os flocos não sejam quebrados, e a bomba de diafragma garante isso. A bomba que alimenta a solução de floculante para o tanque de agitação, B-2 (*EXATTA – EX00504*), é uma bomba dosadora a uma vazão muito baixa. A vazão do lodo é corresponde cerca de 10% e a bomba utilizada é uma bomba peristáltica. O clarificado é retirado pelo topo através de um bocal de saída superior.

### 3.4.3. Modelo do sedimentador

O sedimentador consiste em formato cilindro-cônico, com cone de inclinação de  $60^\circ$  em relação ao eixo horizontal e apresentam as dimensões de acordo com a FIGURA 15.

FIGURA 15 - SEDIMENTADOR CONVENCIONAL DE CONE PROFUNDO.



FONTE: O autor (2018)

A inclinação do cone é importante para o assentamento das partículas e formação do lodo. É também uma forma de evitar “zonas mortas” que possivelmente ocorreriam em caso de fundo retangular.

#### 3.4.4. Procedimento de partida do sistema

O procedimento de partida foi realizado através das seguintes etapas:

- 1) Preenchimento do tanque (1) com a suspensão.
- 2) Preenchimento do tanque de agitação (2) com a suspensão.
- 3) Adição da dose necessária de solução floculante para o volume de suspensão inicial.
- 4) Agitação do tanque por 10 minutos para a formação dos flocos.
- 5) Em seguida, acionamento das bombas de alimentação da suspensão e do floculante, B-1 e B-2, e da bomba de alimentação do sedimentação, B-3, simultaneamente. As bombas devem estar nas vazões desejadas.
- 6) Preenchimento completo do sedimentador (5) com a suspensão contendo os flocos.
- 7) Com a conclusão da etapa anterior, acionamento imediato da bomba de lodo, B-4, e início do processo contínuo.

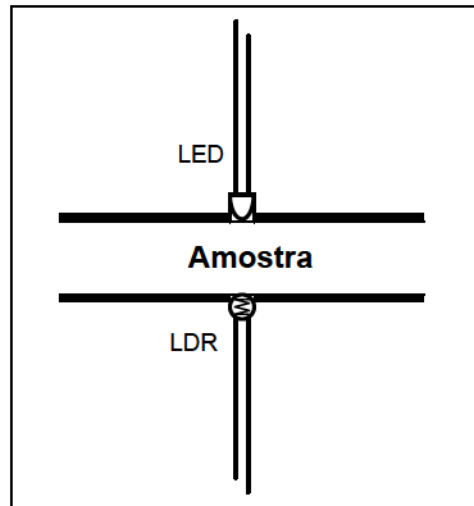
A controle do nível do tanque de agitação foi importante para garantir que a vazão de alimentação do sedimentador fosse constante. Para tanto foi utilizado controlador de nível tipo boia. A vazão de alimentação foi constantemente verificada para garantir que fosse a mesma durante todo o ensaio. A partir do momento em que estas variáveis foram controladas, considerou-se que o processo iniciou a operação contínua e que após determinado tempo o regime permanente fosse atingido, quando as concentrações de um mesmo ponto não variaram significativamente em função do tempo.

#### 3.5. MÉTODO DE ANÁLISE DAS AMOSTRAS

A amostragem foi feita em linha através de tubos de vidro onde as amostras foram coletadas para fazer as leituras. Nos tubos foram conectados diodos emissores de luz (*LED – Light Emitting Diode*) e, no lado oposto, resistores

dependentes da luz (*LDR – Ligth Dependent Resistor*), os quais são sensíveis a esta e emitem sinal proporcional à quantidade de luz recebida (FIGURA 16).

FIGURA 16 - SISTEMA DE MEDIÇÃO DAS AMOSTRAS DE CLARIFICADO E LODO.



FONTE: O autor (2018)

O sistema descrito é conectado a um circuito elétrico e este conectado a placa *Arduino*, que recebe os sinais em forma de voltagem (V) e transmite os sinais recebidos ao computador. Para minimizar a penetração de luz externa é utilizado revestimento opaco e escuro que evita a passagem da luz.

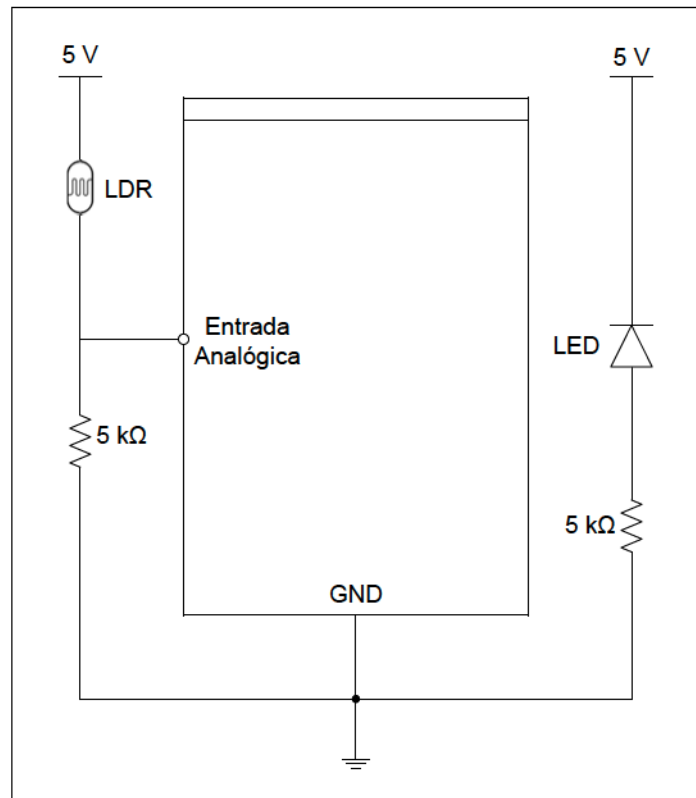
Foram mensurados também valores de turbidez das amostras de lodo e clarificado ao longo do tempo através de turbidímetro (*PoliControl – AP200iR*).

### 3.5.1. Configuração da Placa *Arduino*

A placa *Arduino* é um dispositivo composto por um minicontrolador que apresenta circuitos de entrada e saída e pode ser facilmente conectada ao computador. Possui programação simples, baseada em linguagem C/C++, e permite uma variedade de funções.

Neste trabalho, a placa foi conectada a um circuito montado, o qual era responsável pelo acionamento dos diodos emissores de luz e recebimento dos sinais dos resistores fotossensíveis e transmissão para placa, conforme mostra a FIGURA 17.

FIGURA 17 - DIAGRAMA ARDUINO/CIRCUITO ELÉTRICO PARA MEDIÇÃO DOS DADOS.



FONTE: O autor (2018)

O circuito é composto por resistores e fios que conectam o circuito à placa e ao sistema *LED/LDR*. A diferença de tensão de 5V é transmitida da placa através de fios conectados à placa nos terminais 5V e GND (“terra”). Os terminais do circuito são conectados aos diodos emissores de luz (*LED*) e aos resistores fotocondutores (*LDR*). Estes são conectados à placa através das entradas analógicas (A1 e A3), que medem a luz recebida pelo LDR e as leituras são transmitidas ao computador.

O código de programação transmitido à placa para funcionamento deste sistema é mostrada em APÊNDICE A.

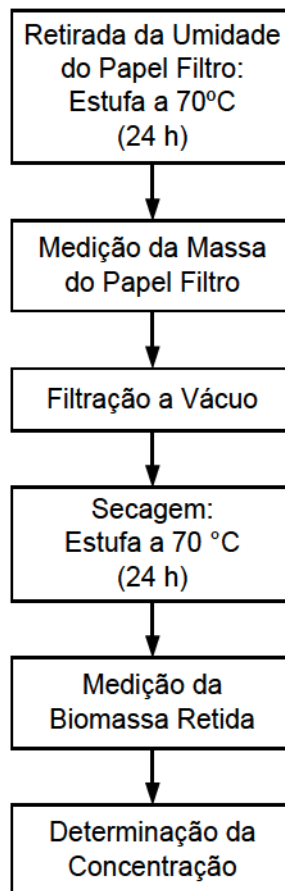
### 3.5.2. Determinação da Concentração das Amostras

Tanto os valores de tensão transmitidos pelo resistor fotocondutor quanto os valores de turbidez medidos expressam a densidade de células presentes na amostra. Quanto maior a turbidez, maior a quantidade de flocos presentes na amostra, ou seja, maior a concentração dela. No resistor fotocondutor esta relação

é semelhante, quanto mais concentrada a amostra, maior a voltagem transmitida pelo circuito.

Para ambos os casos foi realizada a calibração dos sinais através de determinação da biomassa de algumas amostras retiradas. Para isso, são utilizados papeis filtro de fibra de vidro ( $\Phi = 47$  mm *Macherey Nagel*) e os procedimentos mostrados na FIGURA 18.

FIGURA 18 - MÉTODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DAS AMOSTRAS.



FONTE: O autor (2018)

Inicialmente os papéis filtro foram deixados em estufa a 70 °C para retirada do teor de umidade, por 24 horas, e posteriormente foram aferidas as suas massas. Em seguida, as amostras foram filtradas a vácuo de volume conhecido das amostras e os filtros, juntamente com a biomassa úmida, foram levados para secagem por 24 horas em estufa a 70°C. Após este período, foram medidas as massas do conjunto, determinada a biomassa seca e também a concentração das amostras. O período de 24 horas foi adotado para garantir que toda umidade presente fosse removida. É importante que essa temperatura seja controlada e que o tempo estipulado não seja

ultrapassado, pois pode ocorrer perda de material devido ao longo período de secagem.

A partir das amostras escolhidas para se determinar a concentração são feitas curvas de Turbidez *versus* Concentração e Voltagem *versus* Concentração para relacionar os parâmetros e verificar o perfil de concentrações ao longo do tempo.

### 3.6. MODELAGEM DO SISTEMA

Conforme mostrado na seção 2.5, a modelagem do sistema foi dividida em duas etapas: ajuste dos modelos em batelada e aplicação da teoria de fluxo limite de sólidos para o sistema contínuo.

#### 3.6.1. Sistema em batelada

Os modelos ajustados para os dados obtidos dos ensaios em batelada relacionam velocidade de sedimentação e concentração da suspensão ( $v_{sed}=f(C)$ ). Foram ajustados quatro diferentes modelos, sendo dois deles funções exponenciais, Vesilind (1968) e Takacs et al. (1991), e os outros dois modelos de lei de potência, Cole (1968) e Diehl (2015), representados pelas Equações de 1 a 4, mostradas na seção 2.5. De maneira geral, tanto modelos exponenciais quanto leis de potência ajustam sistemas de sedimentação em batelada. Os termos  $V_0$ ,  $r_v$ ,  $r_h$ ,  $r_p$ ,  $k$ ,  $n$ ,  $M$  e  $q$  são os parâmetros a serem estimados dos modelos.

$$\text{Vesilind} \quad v_{sed}(C) = V_0 e^{-r_v C} \quad (1)$$

$$\text{Takács} \quad v_{sed}(C) = V_0 (e^{-r_h C} - e^{-r_p C}) \quad (2)$$

$$\text{Cole} \quad v_{sed}(C) = k C^{-n} \quad (3)$$

$$\text{Diehl} \quad v_{sed}(C) = \frac{V_0}{1 + \left(\frac{C}{M}\right)^q} \quad (4)$$

- Variância estimada dos modelos

A variância estimada dos modelos foi determinada pela Equação 12.

$$S^2_{\text{est}} = \frac{F_o}{N_{\text{exp}} - N_{\text{par}}} \quad (12)$$

Sendo  $F_o$  a função objetivo,  $N_{\text{exp}}$  o número de experimentos e  $N_{\text{par}}$  o número de parâmetros.

### 3.6.2. Sistema contínuo

Para os ensaios contínuos foi aplicada a teoria do fluxo limite de sólidos, de acordo com Von Sperling (2007), apresentada na seção 2.5. No interior do sedimentador operando continuamente, dois fluxos tem atuam: fluxo por gravidade (Equação 7), causado pela sedimentação gravitacional das partículas, e fluxo pela retirada de fundo (Equação 8), provocado pela retirada do lodo do fundo do sedimentador. O fluxo total de sólidos ( $G_T$ ) é a soma destes dois fluxos (Equação 9). Para avaliação do comportamento do sedimentador, utiliza-se da condição de carga do mesmo, fluxo afluyente ( $G_A$ ), mostrado pela Equação 10, como parâmetro comparativo.

Fluxo por gravidade	$G_G = C v_{\text{sed}}(C)$	(7)
---------------------	-----------------------------	-----

Fluxo pela retirada de fundo	$G_U = \frac{C Q_U}{A_{\text{sed}}}$	(8)
------------------------------	--------------------------------------	-----

Total	$G_T = G_G + G_U$	(9)
-------	-------------------	-----

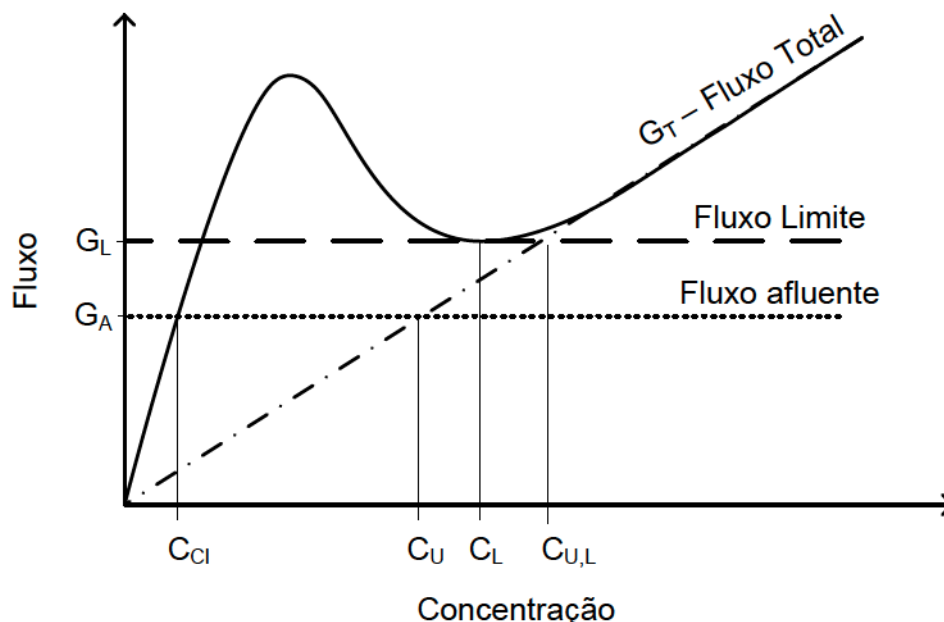
Fluxo Afluyente	$G_A = \frac{C_0(Q_A + Q_R)}{A_{\text{sed}}}$	(10)
-----------------	---	------

Sendo  $C$  a concentração ( $\text{g L}^{-1}$ ),  $Q_U$  a vazão do lodo ( $\text{mL min}^{-1}$ ),  $A_{\text{sed}}$  a área transversal do sedimentador ( $\text{cm}^2$ ),  $C_0$  a concentração inicial de microalgas ( $\text{g L}^{-1}$ ),  $Q_A$  a vazão de alimentação ( $\text{mL min}^{-1}$ ) e  $Q_R$  a vazão de reciclo do lodo ( $\text{mL min}^{-1}$ ).

Conforme mostrado na seção 2.5, a curva  $G_T$  fornece um ponto mínimo de função, o qual expressa o fluxo limite de sólidos ( $G_L$ ). As condições de sedimentação

são caracterizadas de três maneiras distintas: carga com folga ( $G_A < G_L$ ), carga crítica ( $G_A \cong G_L$ ) e sobrecarga ( $G_A > G_L$ ). A condição crítica é considerada a ideal pois o fluxo de entrada de sólidos é semelhante ao fluxo limite e espera-se que a altura da manta de lodo se mantenha constante e os perfis de concentração de clarificado e lodo mantenham-se constantes ao longo do tempo. A FIGURA 19 mostra o comportamento esperado para as curvas de fluxo no interior do sedimentador.

FIGURA 19 - CURVAS DE FLUXO NO INTERIOR DO SEDIMENTADOR.



FONTE: Adaptada de VON SPERLING (2007)

A interseção entre  $G_A$  e  $G_U$  indica o valor esperado para a concentração de lodo prevista pelo modelo ( $C_U$ ) e a interseção entre  $G_A$  e  $G_T$  indica a concentração de clarificado prevista pelo modelo ( $C_{Cl}$ ). O valor de  $C_{U,L}$  indica o valor limite para a concentração de lodo, ou seja, não há lodo mais concentrado que este, mesmo nas condições de sobrecarga, quando  $G_A > G_L$ .

A partir da condição ideal,  $G_A = G_L$ , e da definição de  $G_A$  (Equação 10), pode ser feita uma estimativa do diâmetro requerido para o sistema, de acordo com cada condição de operação estudada, conforme mostra a Equação 13.

$$D_{\text{req}} = \sqrt{\left(\frac{Q_A C_0}{G_L}\right) \left(\frac{4}{\pi}\right)} \quad (13)$$

### 3.7. CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA

Para caracterização do sistema duas vazões são calculadas: mássica de sólidos ( $M_b$ ,  $\text{mg min}^{-1}$ ) e volumétrica ( $V_b$ ,  $\text{mL min}^{-1}$ ), representadas pelas Equações 14 e 15. Estas equações são baseadas nas equações de Chatsungnoen e Chisti (2016), com algumas alterações, que estudaram um sistema contínuo de floculação-sedimentação da *Nannochloropsis salina*.

$$M_b = P_r C_0 Q_A \quad (14)$$

$$V_b = \frac{M_b}{C_U} \quad (15)$$

Sendo  $P_r$  a porcentagem de remoção de biomassa,  $C_0$  a concentração de alimentação ( $\text{g L}^{-1}$ ),  $Q_A$  a vazão de alimentação do sedimentador ( $\text{mL min}^{-1}$ ) e  $C_U$  a concentração do lodo ( $\text{g L}^{-1}$ ).

A porcentagem de remoção de biomassa é determinada de acordo com a Equação 16 e compara a concentração do clarificado com a concentração de alimentação.

$$P_r = \left(\frac{C_0 - C_{Cl}}{C_0}\right) 100 \quad (16)$$

Sendo  $C_{Cl}$  a concentração do clarificado ( $\text{g L}^{-1}$ )

Outro parâmetro importante para análise das condições de operação é a velocidade de transbordo, calculada conforme a Equação 17. Para que as partículas sedimentem no interior do sedimentador é preciso que a velocidade de transbordo ( $v_o$ ) seja inferior à velocidade de sedimentação na concentração de alimentação (Hendricks, 2006; Von Sperling, 2007)

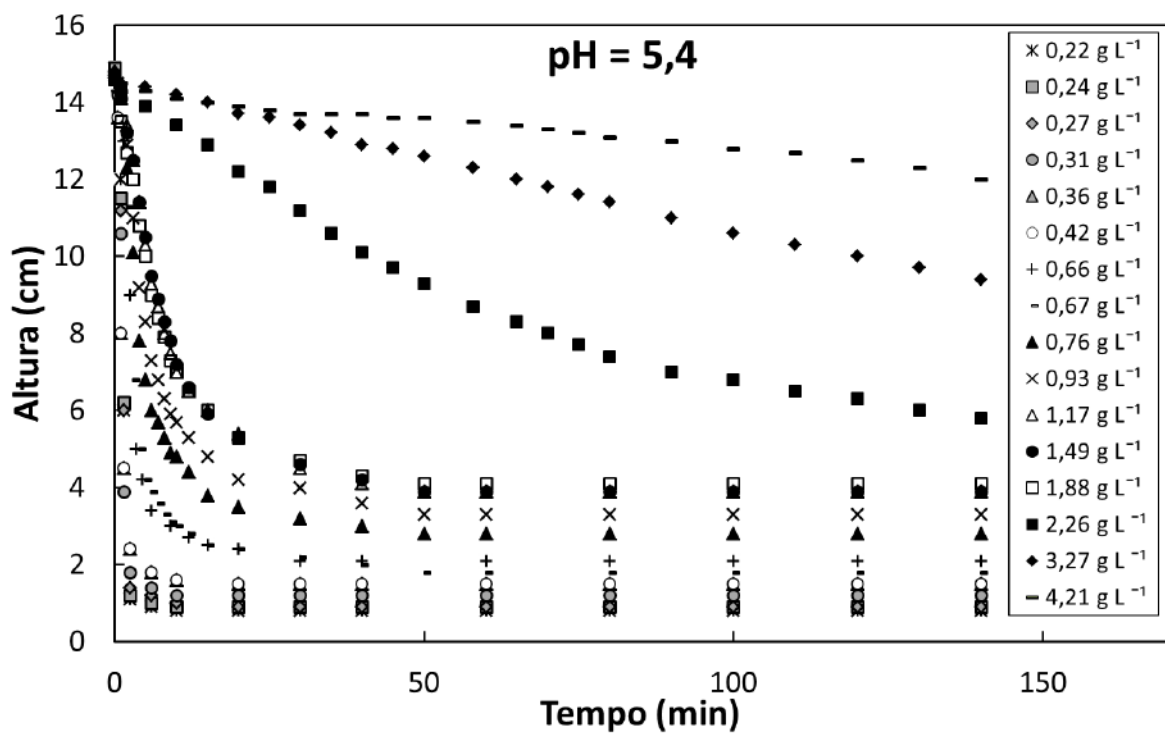
$$v_o = \frac{Q_A}{A_{\text{sed}}} \quad (17)$$

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. SISTEMA EM BATELADA

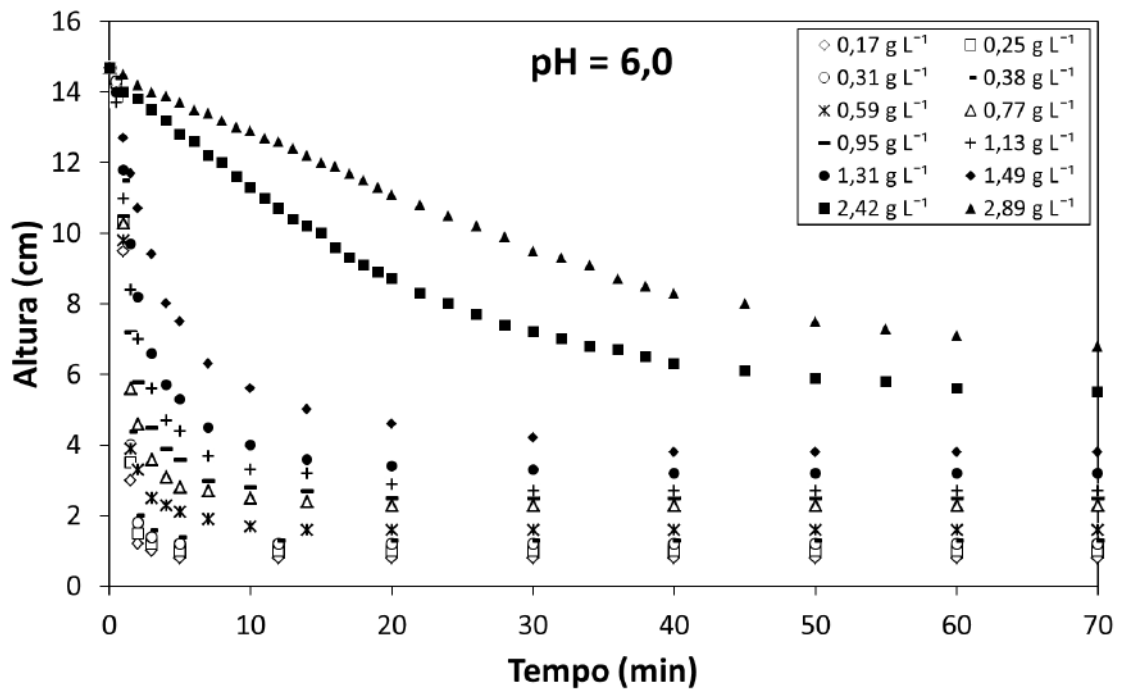
A floculação-sedimentação em batelada foi realizada, conforme descrito na seção 3.3, para três diferentes valores de pH (5,4, 6,0 e 7,0), os quais se encontram dentro da atuação efetiva do flocculante (4,5 a 8). Os testes forneceram as curvas de sedimentação para cada condição, como mostrado pelas FIGURA 20, FIGURA 21 E FIGURA 22. A velocidade de sedimentação, caracterizada pela inclinação inicial das curvas, diminui com o aumento da concentração inicial de microalgas.

FIGURA 20 - CURVAS DE SEDIMENTAÇÃO PARA DIFERENTES CONCENTRAÇÕES INICIAIS DE MICROALGAS PARA PH DE 5,4.



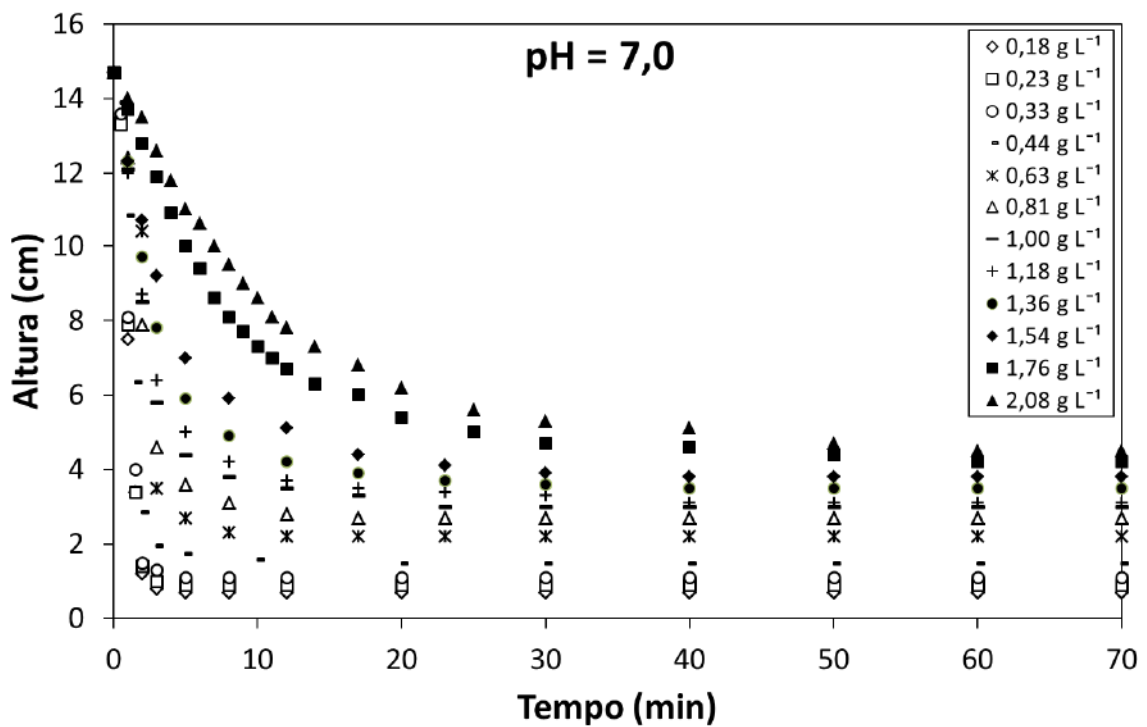
FONTE: O autor (2018)

FIGURA 21 - CURVAS DE SEDIMENTAÇÃO PARA DIFERENTES CONCENTRAÇÕES INICIAIS DE MICROALGAS PARA PH DE 6,0.



FONTE: O autor (2018)

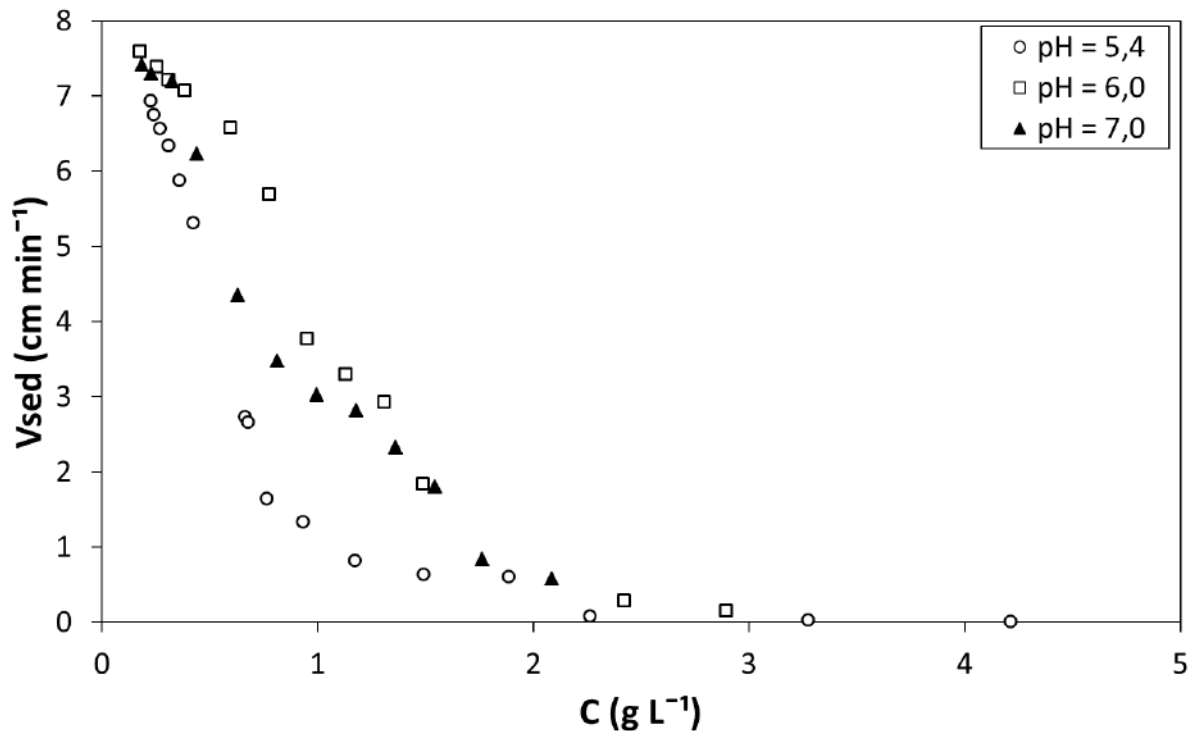
FIGURA 22 - CURVAS DE SEDIMENTAÇÃO PARA DIFERENTES CONCENTRAÇÕES INICIAIS DE MICROALGAS PARA PH DE 7,0.



FONTE: O autor (2018)

A partir das curvas apresentadas se nota os três regimes de sedimentação (discreta, zonal e com compressão). Em baixas concentrações a velocidade de sedimentação é maior e nestas condições a sedimentação se caracteriza por ser discreta, pois as partículas sedimentaram com maior liberdade, e a velocidade de queda é rápida como mostram as curvas de altura em função do tempo. Em concentrações intermediárias a sedimentação é predominantemente zonal, pois se observou os sólidos sedimentando como uma zona única de velocidade constante de valores um pouco mais baixos. Para concentrações elevadas, a partir de  $2 \text{ g L}^{-1}$ , já se observa uma região maior de compressão de lodo e velocidade de sedimentação muito baixa. Este comportamento é observado através do gráfico da FIGURA 23, quando em elevadas concentrações a velocidade é muito próxima de zero.

FIGURA 23 - VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO EM FUNÇÃO DA CONCENTRAÇÃO INICIAL DE MICROALGAS PARA PH DE 5,4, 6,0 E 7,0.



FONTE: O autor (2018)

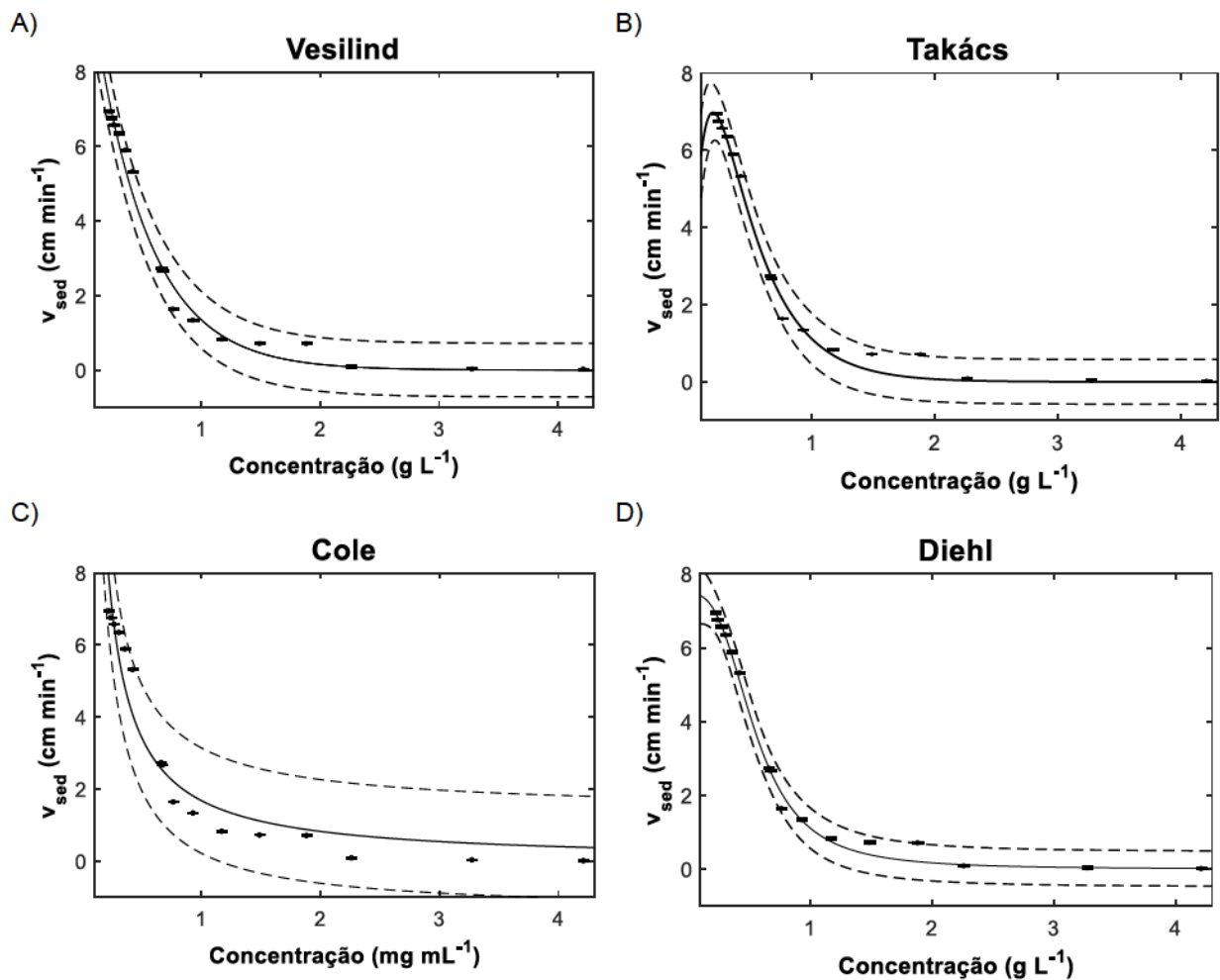
#### 4.1.1. Ajuste dos modelos

A partir dos pontos experimentais mostrados na (FIGURA 23), e conforme descrito na seção 3.6, foram feitos ajustes dos modelos de Vesilind, Takács, Cole e Diehl, em todas as condições de pH.

##### 4.1.1.1. Condição 1 (pH = 5,4)

A partir dos dados experimentais obtidos dos testes em batelada na condição de pH igual a 5,4, os modelos foram ajustados conforme mostra a FIGURA 24.

FIGURA 24 - MODELOS AJUSTADOS AOS DADOS EXPERIMENTAIS PARA A CONDIÇÃO 1 (PH = 5,4) PARA OS MODELOS DE: A) VESILIND, B) TAKÁCS, C) COLE E D) DIEHL.



FONTE: O autor (2018)

O erro experimental foi determinado para o caso mais crítico de medição, quando a concentração da suspensão é baixa, e considerado constante para todos os pontos. Os gráficos mostram também a região de confiança do modelo considerando o nível de confiança de 95%.

Os resultados dos parâmetros estimados e seus desvios, assim como os parâmetros de ajuste ( $R^2$ ) e variância estimada, são mostrados na TABELA 6. A variância estimada foi calculada conforme a Equação 12. A variância dos dados experimentais foi de  $0,011 \text{ (cm min}^{-1}\text{)}^2$ .

De acordo com a FIGURA 24, observa-se que todos os modelos ajustaram bem os dados experimentais, com exceção de Cole que apresentou uma região de incerteza elevada em relação aos demais, assim como o erro estimado dos pontos experimentais. A TABELA 6 mostra os valores de  $R^2$  e confirma o ajuste pior para Cole, com valor de  $R^2$  igual a 0,951 e variância estimada mais alta (0,432).

TABELA 6 - RESULTADOS PARA OS PARÂMETROS ESTIMADOS,  $R^2$  E VARIÂNCIA ESTIMADA PARA PH IGUAL A 5,4.

Modelo	Vesilind	Takács	Cole	Diehl
Parâmetros	$V_0$ $11,8 \pm 1,2 \text{ cm min}^{-1}$ $r_v$ $2,2 \pm 0,3 \text{ L g}^{-1}$	$V_0$ $17,9 \pm 10,5 \text{ cm min}^{-1}$ $r_h$ $2,8 \pm 0,8 \text{ L g}^{-1}$ $r_p$ $8,5 \pm 4,1 \text{ L g}^{-1}$	$K$ $1,7 \pm 0,4 \text{ cm min}^{-1}$ $n$ $1,0 \pm 0,2$	$V_0$ $7,5 \pm 0,7 \text{ cm min}^{-1}$ $M$ $0,5 \pm 0,1 \text{ L g}^{-1}$ $q$ $2,9 \pm 0,6$
$R^2$	0,986	0,993	0,951	0,995
$S^2_{EST}$	0,112	0,072	0,432	0,049

FONTE: O autor (2018)

Os demais modelos apresentaram  $R^2$  superior a 0,98, o que indica bom ajuste dos dados. No entanto, o modelo de Vesilind resultou, dentre os três, na maior variância estimada (0,112) e no menor valor de  $R^2$  (0,986). O modelo de Takács apresentou parâmetros com erros consideráveis e  $R^2$  inferior ao de Diehl (0,995), que apresentou a menor variância estimada (0,049) e é o modelo que melhor ajusta os dados experimentais nestas condições. Assim, o modelo é representado através da Equação 18.

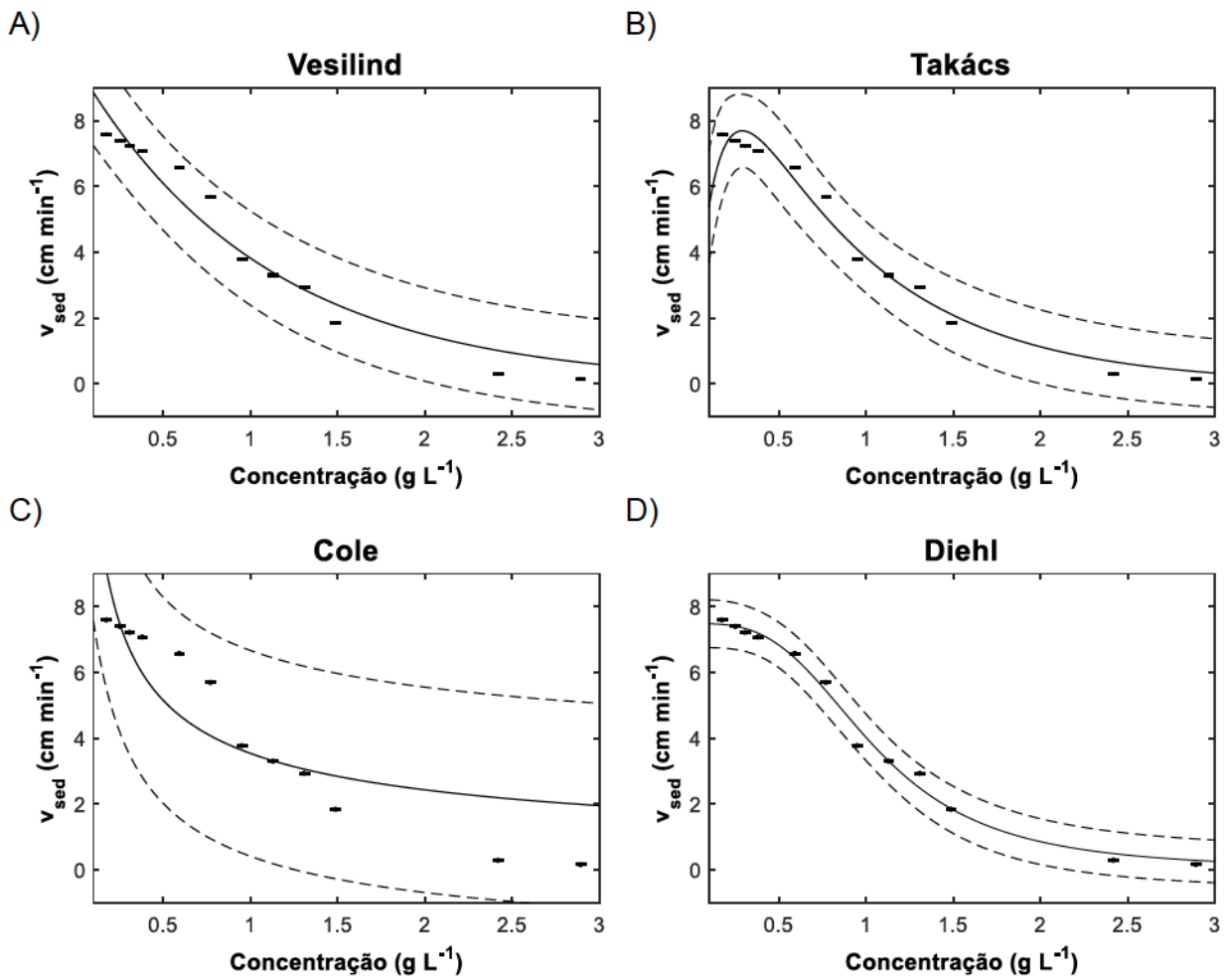
$$v_{sed}(C) = \frac{7,5}{1 + \left(\frac{C}{0,5}\right)^{2,9}} \quad (18)$$

Conforme mostrado pela TABELA 6 o modelo de Diehl apresenta parâmetros com incertezas pequenas e a variância estimada (0,049) foi aquela mais próxima da variância experimental (0,011) o que também indica a adequação do modelo ao sistema estudado.

#### 4.1.1.2. Condição 2 (pH = 6,0)

A partir dos dados experimentais obtidos dos testes em batelada na condição de pH igual a 6,0, os modelos ajustados são mostrados na FIGURA 25.

FIGURA 25 - MODELOS AJUSTADOS AOS DADOS EXPERIMENTAIS PARA A CONDIÇÃO 2 (PH = 6,0) PARA O MODELO DE: A) VESILIND, B) TAKÁCS, C) COLE E D) DIEHL.



FONTE: O autor (2018)

Nestas condições também pode ser verificado que o modelo de Cole apresentou pior ajuste, com incerteza do modelo e erro dos pontos experimentais

elevados, como mostra a TABELA 7, onde o  $R^2$  foi o menor (0,7958) e a variância estimada, a maior (1,804).

Os demais modelos ajustaram bem os dados experimentais, porém o de Diehl, novamente apresentou valor maior de  $R^2$  (0,992), a menor variância estimada (0,077) e incertezas de parâmetros baixas. Para estas condições a variância experimental calculada foi de  $0,023 \text{ (cm min}^{-1}\text{)}^2$ , e o ajuste com o modelo de Diehl foi aquele em que a variância estimada foi mais próxima da experimental.

TABELA 7 - RESULTADOS PARA OS PARÂMETROS ESTIMADOS,  $R^2$  E VARIÂNCIA ESTIMADA PARA PH IGUAL A 6,0.

Modelo	Vesilind	Takács	Cole	Diehl
Parâmetros	$V_0$ $9,7 \pm 1,1 \text{ cm min}^{-1}$ $r_v$ $0,9 \pm 0,2 \text{ L g}^{-1}$	$V_0$ $13,2 \pm 5,6 \text{ cm min}^{-1}$ $r_h$ $1,2 \pm 0,4 \text{ L g}^{-1}$ $r_p$ $7,4 \pm 4,9 \text{ L g}^{-1}$	$k$ $3,6 \pm 0,9 \text{ cm min}^{-1}$ $n$ $0,6 \pm 0,2$	$V_0$ $7,5 \pm 0,4 \text{ cm min}^{-1}$ $M$ $1,05 \pm 0,07 \text{ L g}^{-1}$ $q$ $3,2 \pm 0,6$
$R^2$	0,961	0,980	0,7958	0,992
$S^2_{EST}$	0,367	0,197	1,804	0,077

FONTE: O autor (2018)

Assim, a função da velocidade para esta condição de pH igual a 6,0 é representada pela Equação 19.

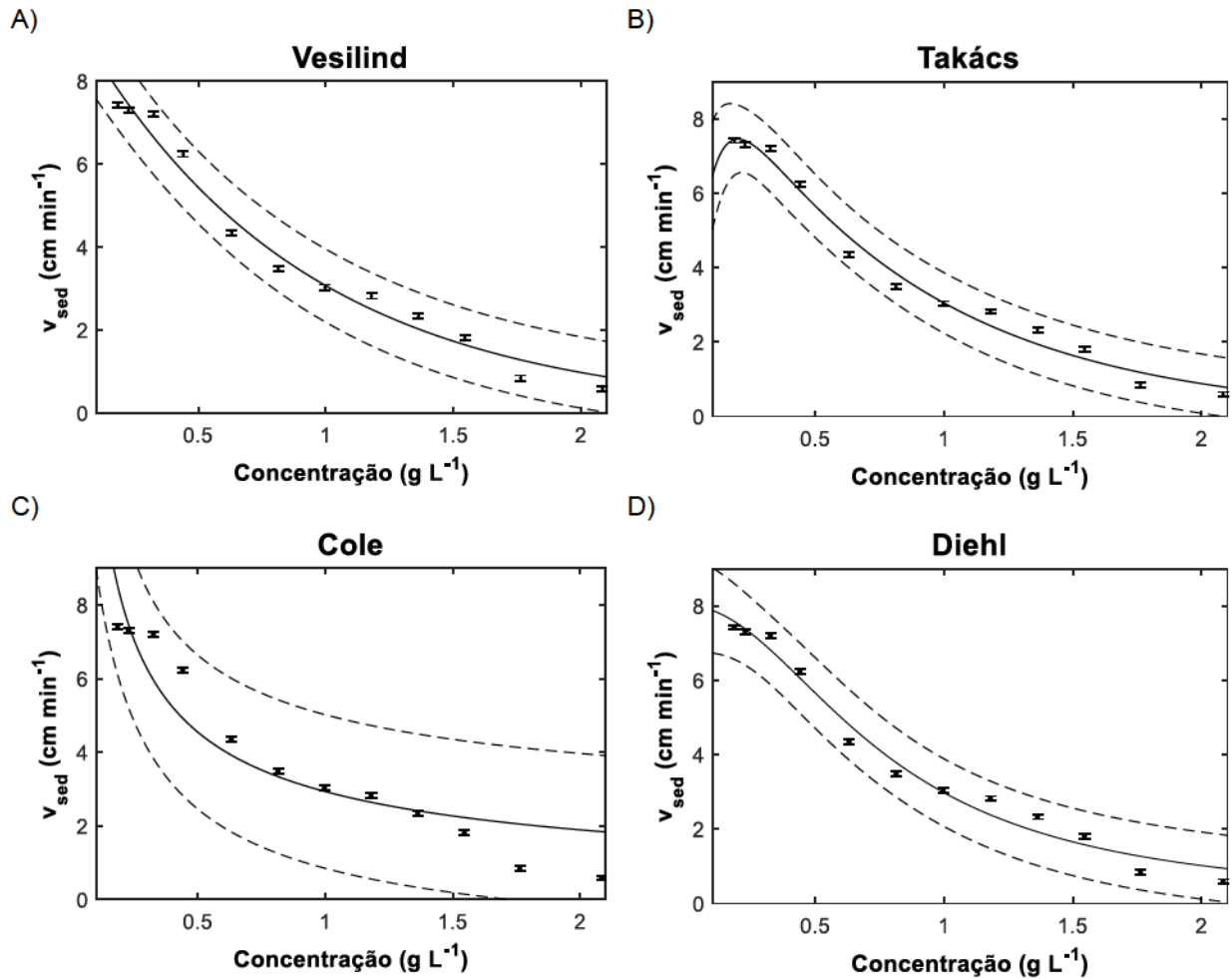
$$v_{sed}(C) = \frac{7,5}{1 + \left(\frac{C}{1,05}\right)^{3,2}} \quad (19)$$

Observa-se que os parâmetros  $V_0$  apresenta o mesmos valor que o modelo ajustado para pH igual a 5,4, diferindo apenas no valor dos parâmetros M e q.

#### 4.1.1.3. Condição 3 (pH = 7,0)

A partir dos dados experimentais obtidos dos testes em batelada na condição de pH igual a 7,0, os modelos ajustados são mostrados na FIGURA 26.

FIGURA 26 - MODELOS AJUSTADOS AOS DADOS EXPERIMENTAIS PARA A CONDIÇÃO 3 (PH = 7,0) PARA O MODELO DE: A) VESILIND, B) TAKÁCS, C) COLE E D) DIEHL.



FONTE: O autor (2018)

Conforme mostram os gráficos novamente o modelo de Cole não ajustou bem os dados, com baixo valor de  $R^2$  (0,890) e alto valor de variância estimada (0,799), de acordo com a TABELA 8.

TABELA 8 - RESULTADOS PARA OS PARÂMETROS ESTIMADOS,  $R^2$  E VARIÂNCIA ESTIMADA PARA PH IGUAL A 7,0.

Modelo	Vesilind	Takács	Cole	Diehl
Parâmetros	$V_0$ $9,7 \pm 0,8 \text{ cm min}^{-1}$ $r_v$ $1,2 \pm 0,2 \text{ L g}^{-1}$	$V_0$ $10,6 \pm 1,6 \text{ cm min}^{-1}$ $r_h$ $1,2 \pm 0,2 \text{ L g}^{-1}$ $r_p$ $13,1 \pm 6,4 \text{ L g}^{-1}$	$k$ $2,9 \pm 0,6 \text{ cm min}^{-1}$ $n$ $0,7 \pm 0,2$	$V_0$ $8,0 \pm 0,9 \text{ cm min}^{-1}$ $M$ $0,8 \pm 0,1 \text{ L g}^{-1}$ $q$ $2,0 \pm 0,5$
$R^2$	0,981	0,985	0,890	0,982
$S^2_{EST}$	0,137	0,112	0,799	0,138

FONTE: O autor (2018)

Os demais modelos ajustaram bem os dados experimentais, com  $R^2$  variando de 0,981 (Vesilind) a 0,985 (Takács). Apesar de o modelo de Takács ter apresentado a menor variância (0,112), os parâmetros apresentam incertezas maiores. Sendo assim, o modelo de Diehl foi considerado o melhor modelo de ajuste.

A função da velocidade de sedimentação para este caso é representada pela Equação 20, de acordo com o modelo de Diehl.

$$v_{sed}(C) = \frac{8,0}{1 + \left(\frac{C}{0,8}\right)^{2,0}} \quad (21)$$

O modelo de Diehl é o modelo que melhor ajusta o sistema, visto que para as condições anteriores, de pH 5,4 e 6,0, foi o modelo que melhor ajustou os dados experimentais. Conforme mostrado por De Clercq *et al.* (2008) e Diehl *et al.* (2016) os modelos de lei de potência, como é o de Diehl, descrevem melhor os dados que envolvem os três regimes de sedimentação (discreta, zonal e com compressão), sendo de fato o modelo que se esperava melhor ajuste dentre os quatro estudados.

## 4.2. SISTEMA CONTÍNUO

Para o sistema em operação contínua foram realizados ensaios conforme descrito pela seção 3.4.1 e os resultados experimentais foram comparados com as previsões indicadas pelo modelo de Von Sperling (2007), modelo de Fluxo Limite dos Sólidos, representado pelas Equações 7 a 10. Este modelo analisa as condições de carga do sedimentador e indica o comportamento esperado conforme as condições de operação do sistema. Os modelos anteriormente ajustados dos sistemas em batelada são inseridos no fluxo por gravidade ( $G_G$ ), de acordo com a Equação 8.

### 4.2.1. Condição 1 (pH = 5,4)

A partir dos modelos ajustados dos sistemas em batelada e suas aplicações dentro do modelo de Fluxo Limite de Sólidos, os resultados esperados para o

sistema são indicados. Como descrito na seção 3.4.1, para a condição de pH igual a 5,4 foram testadas três diferentes vazões de alimentação de sólidos, 300, 600 e 100 mL min<sup>-1</sup>. Para cada vazão de alimentação foram utilizadas três concentrações de entrada de microalgas (carga de sólidos).

#### 4.2.1.1. Vazão de alimentação de 300 mL min<sup>-1</sup>

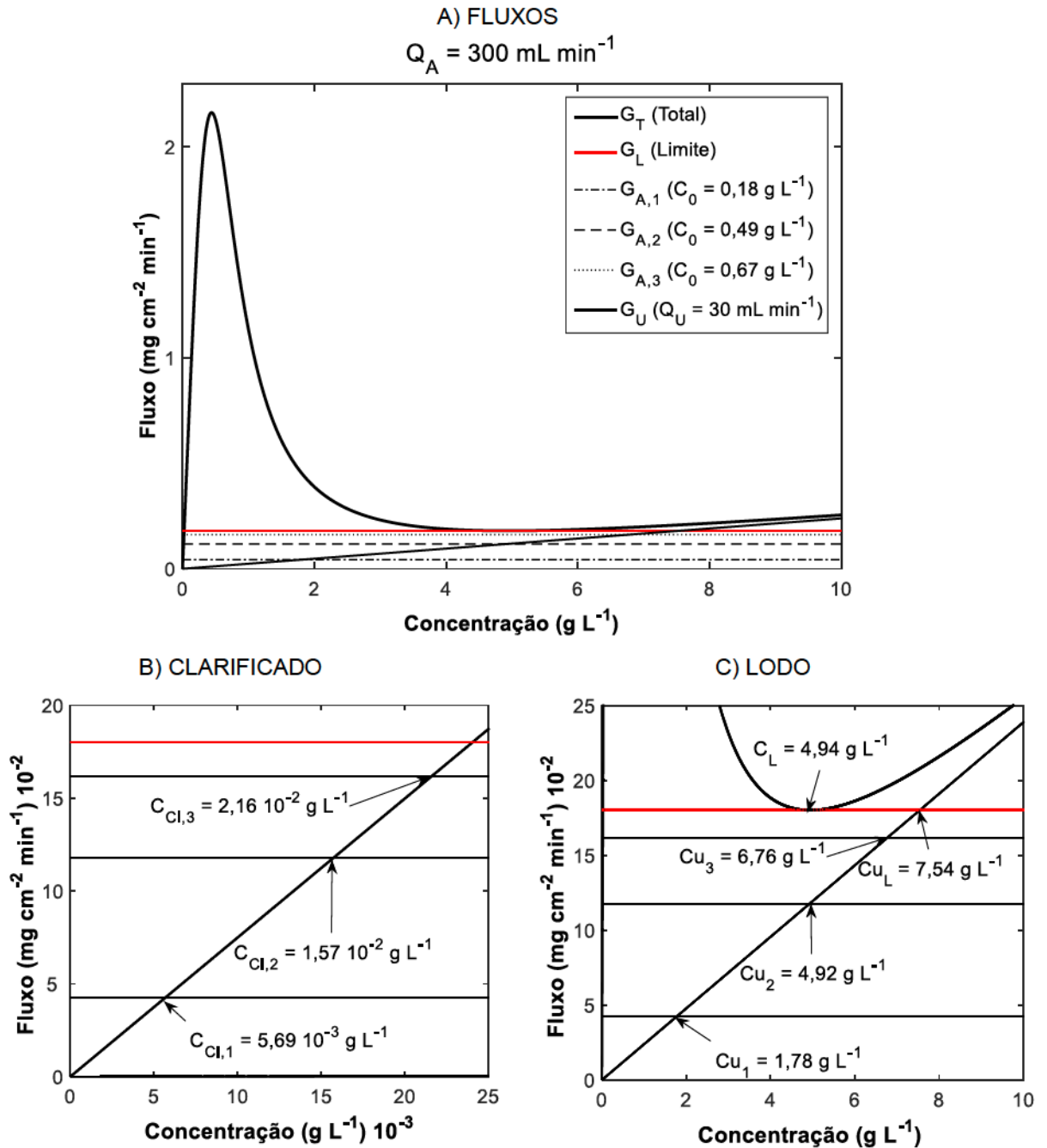
- Previsão do modelo

Para a condição de pH igual a 5,4 e vazão de alimentação de 300 mL min<sup>-1</sup>, as curvas de fluxo, as concentrações de lodo limite ( $C_{U,L}$ ), de clarificado ( $C_{Cl,i}$ ) e de lodo ( $C_{U,i}$ ) esperadas para três diferentes condições de alimentação ( $C_0 = 0,18, 0,49$  e  $0,67$  g L<sup>-1</sup>) são mostradas na FIGURA 27. A concentração limite ( $C_L$ ) representa a limitação do sedimentador, a partir da qual não há transmissão de sólidos superior ao fluxo limite, e corresponde a  $4,94$  g L<sup>-1</sup>.

Nota-se que os fluxos de sólidos que adentram ao sedimentador ( $G_{A,i}$ ), calculados pela Equação 11, estão todos abaixo do fluxo limite, sendo  $G_{A,3}$ , correspondente à  $C_0 = 0,67$  g L<sup>-1</sup>, o fluxo que mais se aproxima do limite. Espera-se, para esta condição que o sistema opere de maneira ideal, com concentração de lodo e clarificado não variando significativamente com o tempo e altura da manta do lodo mantida constante.

Conforme os valores estimados para o clarificado, quanto maior o fluxo afluyente de sólidos, maior a possibilidade de perda dos mesmos no topo do sedimentador, com clarificados de maior concentração. O lodo, conforme esperado, quanto maior a concentração de alimentação, maior é a concentração do lodo a ser formado. Isso ocorre até determinado limite,  $C_{U,L} = 7,54$  g L<sup>-1</sup>, a partir do qual, de acordo com a teoria, não há maior concentração de lodo formada, mesmo para a condição de  $G_A \geq G_L$ .

FIGURA 27 - CURVAS PARA VAZÃO DE 300 ML MIN<sup>-1</sup> E PH DE 5,4: A) FLUXOS, B) CLARIFICADO E C) LODO.



FONTE: O autor (2018)

- Resultados experimentais

Os resultados de concentração de lodo e clarificado e os valores calculados de remoção, para  $Q_A = 300 \text{ mL min}^{-1}$ , além dos desvios, são mostrado na TABELA 9.

Na condição mais próxima ao fluxo limite ( $C_0 = 0,67 \text{ g L}^{-1}$ ) a remoção foi a mais alta (91,5%) o que indica que esta é a melhor condição, conforme mostrado anteriormente pelo modelo (FIGURA 27). Nota-se que as concentrações estimadas e experimentais para o lodo apresentaram desvios entre 4% e 20,2%. Já o clarificado apresentou desvios elevados, entre 62% e 81%. Isso ocorre porque o clarificado apresenta baixa concentração e qualquer diferença apresenta percentual de desvio elevado.

TABELA 9 - RESULTADOS OBTIDOS PELA SIMULAÇÃO DO MODELO E EXPERIMENTAIS PARA VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DE  $300 \text{ mL MIN}^{-1}$  E PH DE 5,4.

$C_0$	$Q_A$	$Q_S$	$P_r$	Concentração do Lodo			Concentração do Clarificado		
				Modelo	Experimental	Desvio	Modelo	Experimental	Desvio
( $\text{g L}^{-1}$ )	( $\text{mL min}^{-1}$ )	(-)	(-)	(g L <sup>-1</sup> )			(10 <sup>-3</sup> g L <sup>-1</sup> )		
0,18			83,1%	1,78	2,01	11,4%	5,7	30,2	81%
0,49	300	30	89,9%	4,92	5,13	4,0%	15,7	49,8	68%
0,67			91,5%	6,75	5,62	20,2%	21,6	56,9	62%

\* $C_0$  = concentração inicial de microalgas,  $Q_A$  = vazão de alimentação,  $Q_U$  = vazão de lodo,  $P_r$  = porcentagem de remoção.

FONTE: O autor (2018)

Conforme previsto pelo modelo, a concentração do lodo aumentou conforme o aumento da concentração de alimentação do sedimentador (carga de sólidos). Para o clarificado, este comportamento semelhante em relação ao modelo também foi verificado.

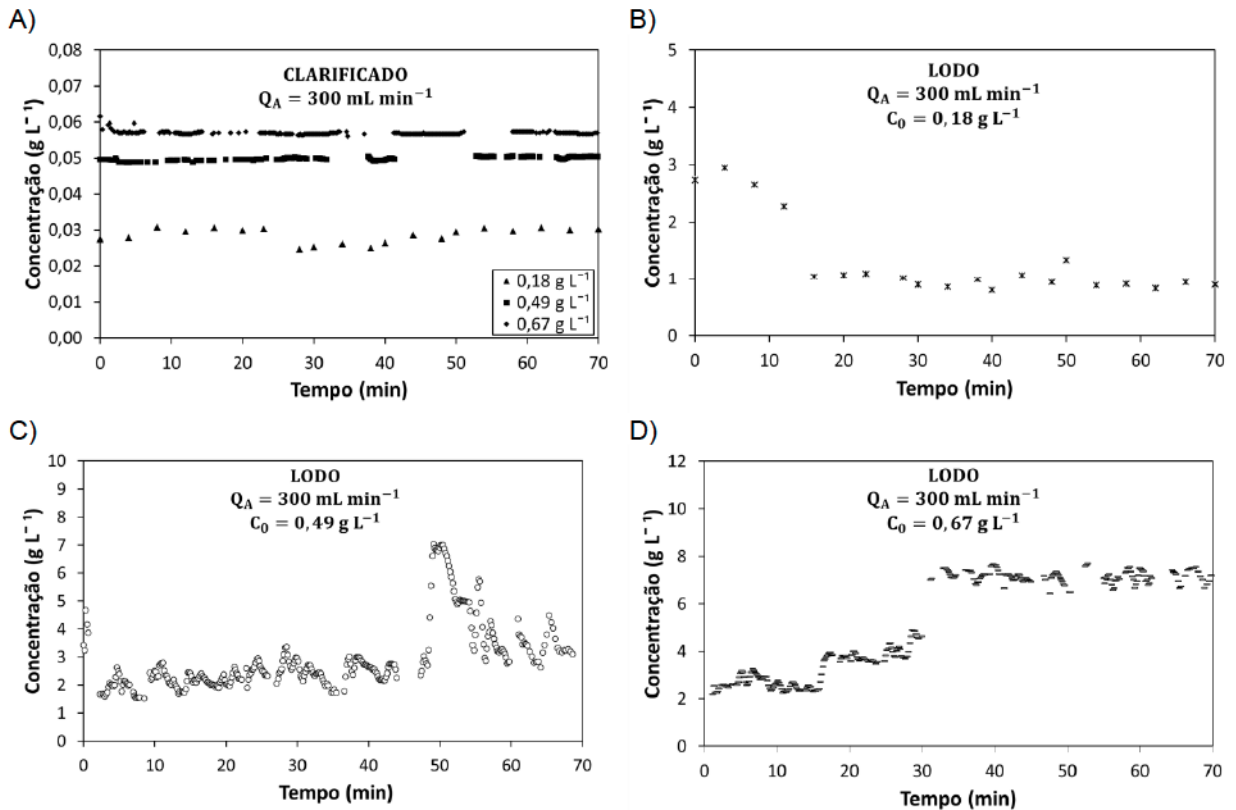
- Perfis de lodo e clarificado

A partir do sistema *Arduino* implementado foram medidas as concentrações de clarificado e lodo ao longo do tempo, obtendo os perfis de concentração para todas as condições estudadas. A curva de calibração para o lodo é mostrada em APÊNDICE B.

Para a vazão de alimentação de  $300 \text{ mL min}^{-1}$  e pH igual a 5,4 os perfis de concentração obtidos para clarificado e lodo estão representados pela FIGURA 28. Observa-se que as concentrações de clarificado (FIGURA 28A) variaram pouco ao

longo do tempo e que conforme a concentração alimentada aumentou, maior foi a concentração do clarificado, conforme previsto pelo modelo.

FIGURA 28 - PERFIS DE CONCENTRAÇÃO PARA CLARIFICADOS E LODOS PARA A VAZÃO DE 300 ML MIN<sup>-1</sup> E PH DE 5,4: A) PERFIS DE CLARIFICADO; B) PERFIL DO LODO ( $C_0 = 0,18 \text{ g L}^{-1}$ ); C) PERFIL DO LODO ( $C_0 = 0,49 \text{ g L}^{-1}$ ); D) PERFIL DO LODO ( $C_0 = 0,67 \text{ g L}^{-1}$ ).



\*Em  $C_0 = 0,18 \text{ g L}^{-1}$  as medições foram realizadas pela turbidez das amostras  
 FONTE: O autor (2018)

Os perfis para o lodo mostram que para a o fluxo de alimentação próximo ao fluxo limite, em  $C_0 = 0,67 \text{ g L}^{-1}$  (FIGURA 28D), houve aumento da concentração do lodo com o tempo e a partir de 30 minutos houve estabilização das medidas. Esta estabilização da concentração ao longo do tempo é um indicativo de que o sistema entrou em regime contínuo e mostra que nesta condição de fluxo de sólidos na alimentação próxima ao fluxo limite é de fato a melhor condição de operação, o que confirma a previsão do modelo.

Para concentração  $C_0 = 0,18 \text{ g L}^{-1}$  (FIGURA 28B) há uma queda brusca da concentração do lodo e o perfil se mantém constante a partir de 16 minutos. Como o fluxo afluente de sólidos está bem abaixo do fluxo limite devido à baixa concentração, a camada de lodo diminui até que não haja mais lodo formado. Em

uma situação real de operação em grande escala uma possibilidade de resolução do problema seria a diminuição da vazão do lodo ( $Q_U$ ), até que o fluxo limite fique o próximo ao fluxo afluyente de sólidos, o que indica condição ideal de operação.

Já para a concentração de alimentação de  $C_0 = 0,49 \text{ g L}^{-1}$  (FIGURA 28C), como a diferença do fluxo afluyente e fluxo limite é menor a queda da concentração do lodo há uma queda inicial da concentração até que ele se mantenha constante ao longo do tempo, apenas apresentando variações que podem ser atribuídas às medições.

#### 4.2.1.2. Vazão de alimentação de $600 \text{ mL min}^{-1}$

- Previsão do modelo

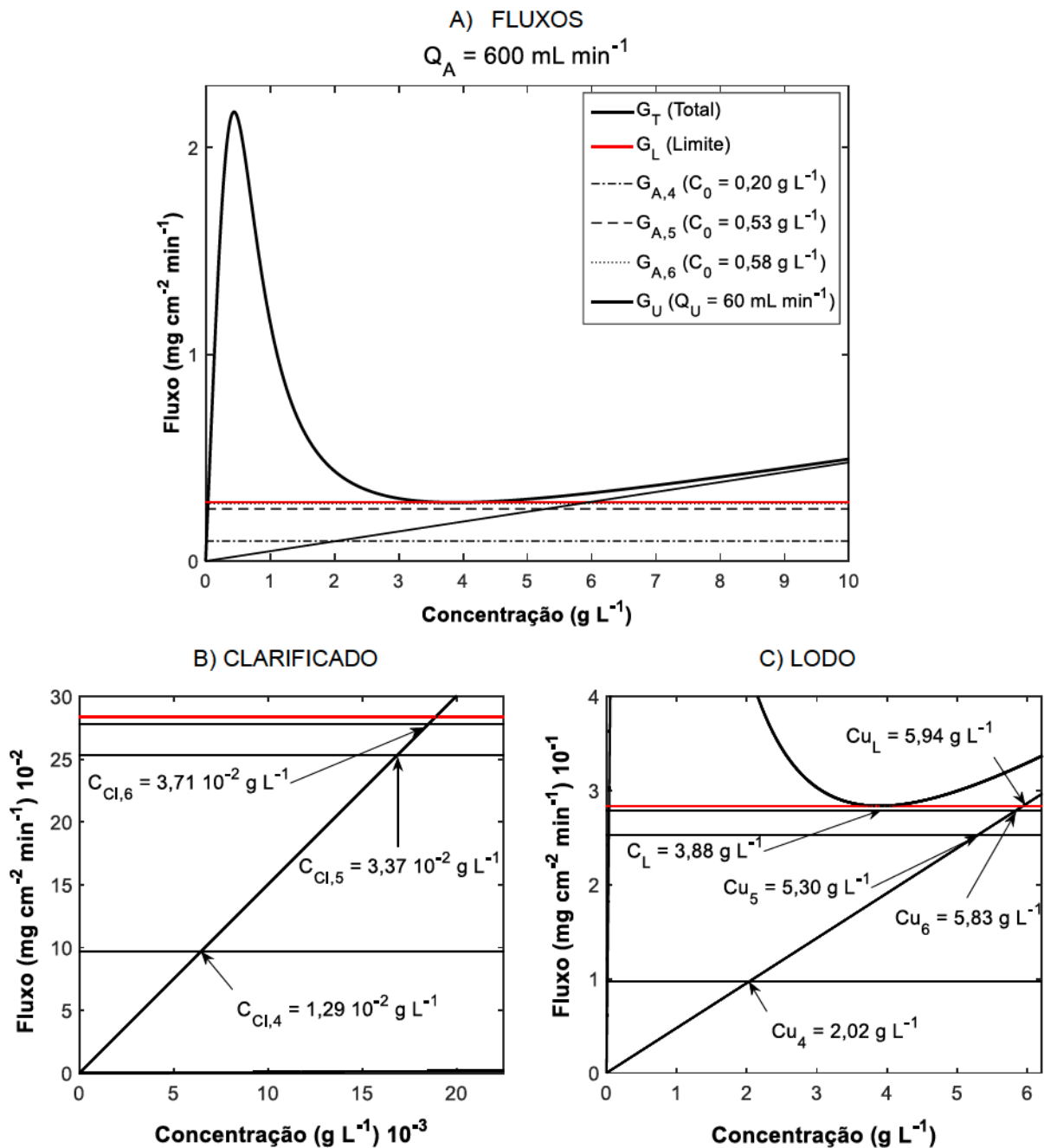
Para a condição de pH igual a 5,4 e vazão de alimentação de  $600 \text{ mL min}^{-1}$ , as curvas de fluxo, as concentrações de lodo limite ( $C_{U,L}$ ) as concentrações de clarificado ( $C_{Cl,i}$ ) e de lodo ( $C_{U,i}$ ) esperadas para três diferentes condições de alimentação ( $C_0 = 0,20, 0,53 \text{ e } 0,58 \text{ g L}^{-1}$ ) são mostradas em FIGURA 29.

A concentração limite ( $C_L$ ) corresponde a  $3,88 \text{ g L}^{-1}$  e é inferior àquela determinada para  $300 \text{ mL min}^{-1}$  ( $4,94 \text{ g L}^{-1}$ ), possivelmente porque a maior vazão faz com que o tempo para sedimentação seja menor e o lodo formado seja menos concentrado.

Os valores estimados para clarificado indicam que para maiores fluxos afluentes de sólidos, os clarificados possuem maior concentração. Para o lodo, maiores concentrações de alimentação formam lodo mais concentrado. A concentração de lodo limite,  $C_{U,L} = 5,94 \text{ g L}^{-1}$ , é inferior ao valor estimado para  $300 \text{ mL min}^{-1}$  ( $7,54 \text{ g L}^{-1}$ ).

De acordo com a FIGURA 29, os fluxos afluentes são inferiores ao limite, sendo  $G_{A,6}$ , referente à  $C_0 = 0,58 \text{ g L}^{-1}$ , o mais próximo do limite. Nestas condições se espera o sedimentador operando nas condições mais próximas da ideal.

FIGURA 29 - CURVAS PARA VAZÃO DE 600 ML MIN<sup>-1</sup> E PH DE 5,4: A) FLUXOS, B) CLARIFICADO E C) LODO.



FONTE: O autor (2018)

- Resultados experimentais

Os resultados de concentração de lodo e clarificado e os valores calculados de remoção, para  $Q_A = 600 \text{ mL min}^{-1}$  são mostrados na TABELA 10. Na condição mais próxima ao fluxo limite ( $C_0 = 0,58 \text{ g L}^{-1}$ ) a remoção foi a mais elevada (98,3%) o que indica que esta é a melhor condição, conforme mostrado anteriormente pelo

modelo (FIGURA 29). Nota-se que a remoção foi superior comparada à condição ideal para  $300 \text{ mL min}^{-1}$  (91,5%). Isto é indicativo de que esta vazão é melhor pois apresenta maior remoção e é superior, ou seja, em ampliação de escala a produção seria superior.

TABELA 10 - RESULTADOS OBTIDOS PELA SIMULAÇÃO DO MODELO E EXPERIMENTAIS PARA VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DE  $600 \text{ ML MIN}^{-1}$  E PH DE 5,4.

$C_0$	$Q_F$	$Q_S$	$P_r$	Concentração do Lodo			Concentração do Clarificado		
				Modelo	Experimental	Desvio	Modelo	Experimental	Desvio
( $\text{g L}^{-1}$ )	( $\text{mL min}^{-1}$ )	(-)	(-)	( $\text{g L}^{-1}$ )	( $\text{g L}^{-1}$ )	(%)	( $10^{-3} \text{g L}^{-1}$ )	( $\text{g L}^{-1}$ )	(%)
0,20			73,8%	2,03	1,85	9,3%	12,9	52,4	75%
0,53	600	60	90,2%	5,30	4,84	9,6%	33,7	52,2	35%
0,58			98,3%	5,83	5,01	16,5%	37,1	10,0	269%

\* $C_0$  = concentração inicial de microalgas,  $Q_A$  = vazão de alimentação,  $Q_U$  = vazão de lodo,  $P_r$  = porcentagem de remoção.

FONTE: O autor (2018)

Nota-se que as concentrações estimadas e experimental para o lodo apresentaram desvios entre 9,3% e 16,5%, faixa inferior à calculada para  $300 \text{ mL min}^{-1}$  (4% a 20,2%). Já o clarificado apresentou desvios ainda maiores, entre 35% e 269%. Isso ocorre porque o clarificado apresenta baixa concentração e qualquer diferença apresenta percentual de desvio elevado.

Para esta vazão também se verificou aumento da concentração do lodo conforme o aumento das condições de carga do sedimentador, comportamento previsto pelo modelo. Já o clarificado não apresentou tal comportamento possivelmente devido à perda de sólidos no topo do sedimentador pois a vazão é maior e há perturbações mais influentes no sistema.

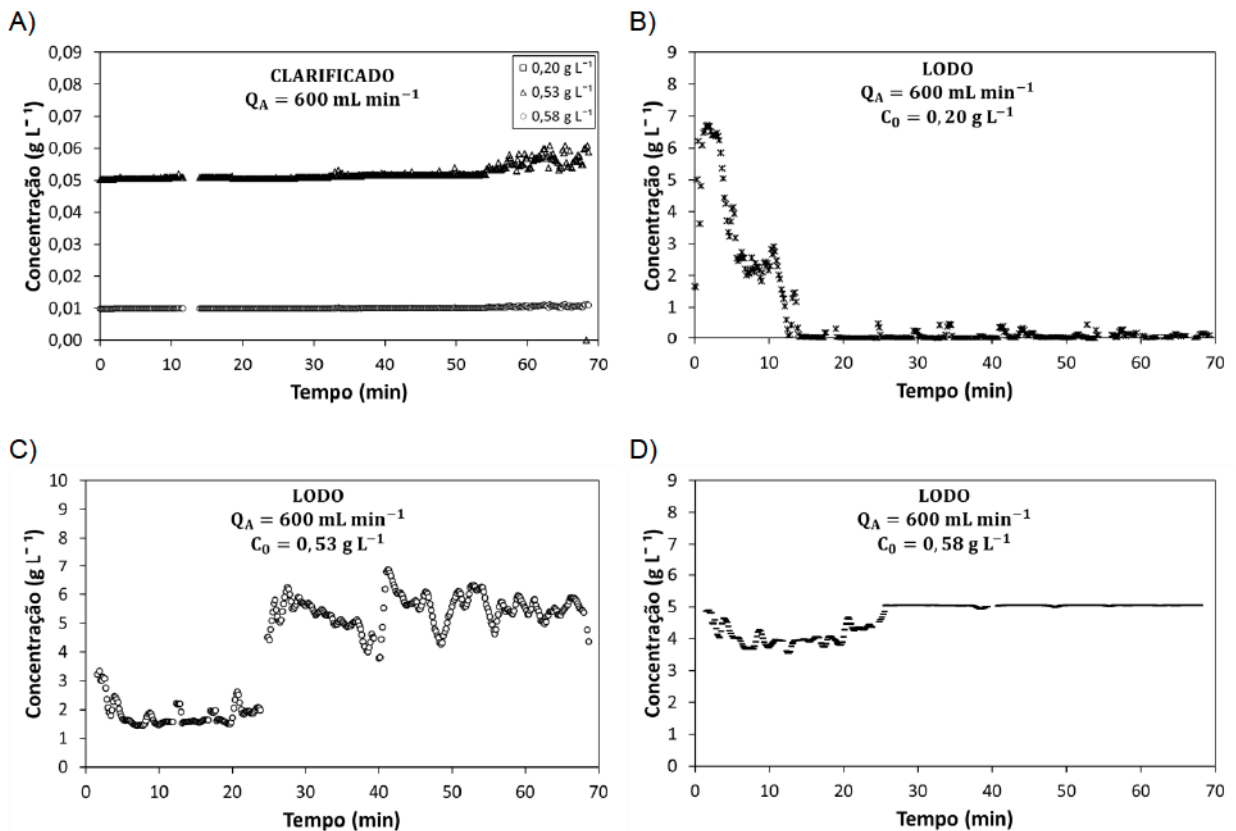
- Perfis de lodo e clarificado

Para a vazão de alimentação de  $600 \text{ mL min}^{-1}$  e pH igual a 5,4 os perfis de concentração obtidos para clarificado e lodo estão representados pela FIGURA 30. Para esta vazão, o clarificado que apresentou menor concentração foi em  $C_0 = 0,58 \text{ g L}^{-1}$  (FIGURA 30A), que conforme previsto pelo modelo (FIGURA 29) e pelos dados

de remoção (TABELA 10) é a melhor condição de alimentação, próxima ao fluxo limite.

Para os perfis de lodo, na concentração  $C_0 = 0,20 \text{ g L}^{-1}$  há uma queda brusca da concentração do lodo (FIGURA 30B), como também observado anteriormente para  $Q_A = 300 \text{ mL min}^{-1}$  e  $C_0 = 0,18 \text{ g L}^{-1}$  (FIGURA 28B) devido ao fluxo afluyente de sólidos estar bem abaixo do fluxo limite. No entanto, para  $600 \text{ mL min}^{-1}$  o perfil de concentração se estabilizou em menor tempo (12 minutos) comparado à  $300 \text{ mL min}^{-1}$  (16 minutos). Este comportamento pode ser atribuído ao menor tempo de resposta do sistema devido a maior vazão de alimentação. Em uma situação real de operação em grande escala uma possibilidade de resolução do problema seria a diminuição da vazão do lodo ( $Q_U$ ), até que o fluxo limite fique o próximo ao fluxo afluyente de sólidos.

FIGURA 30 - PERFIS DE CONCENTRAÇÃO PARA CLARIFICADOS E LODOS PARA A VAZÃO DE  $600 \text{ ML MIN}^{-1}$  E PH DE 5,4: A) PERFIS DE CLARIFICADO; B) PERFIL DO LODO ( $C_0 = 0,20 \text{ G L}^{-1}$ ); C) PERFIL DO LODO ( $C_0 = 0,53 \text{ G L}^{-1}$ ); D) PERFIL DO LODO ( $C_0 = 0,58 \text{ G L}^{-1}$ ).



FONTE: O autor (2018)

Nas demais concentrações de alimentação a concentração do lodo tem um aumento brusco a partir de 25 minutos e atinge uma faixa de poucas variações. Para

a condição próxima ao limite ( $C_0 = 0,58 \text{ g L}^{-1}$ ), a concentração a partir de 25 minutos é constante, conforme mostrado na FIGURA 30D, indicando que possivelmente o sistema entra em regime permanente. Isto confirma que esta condição de operação é a melhor para  $600 \text{ mL min}^{-1}$ .

Nota-se que o tempo de estabilização da concentração do lodo para  $600 \text{ mL min}^{-1}$  (25 minutos) é inferior ao tempo de estabilização para  $300 \text{ mL min}^{-1}$  (30 minutos). Este comportamento possivelmente ocorre porque, para vazão maior, o tempo de resposta do sistema é mais rápido.

#### 4.2.1.3. Vazão de alimentação de $1000 \text{ mL min}^{-1}$

- Previsão do modelo

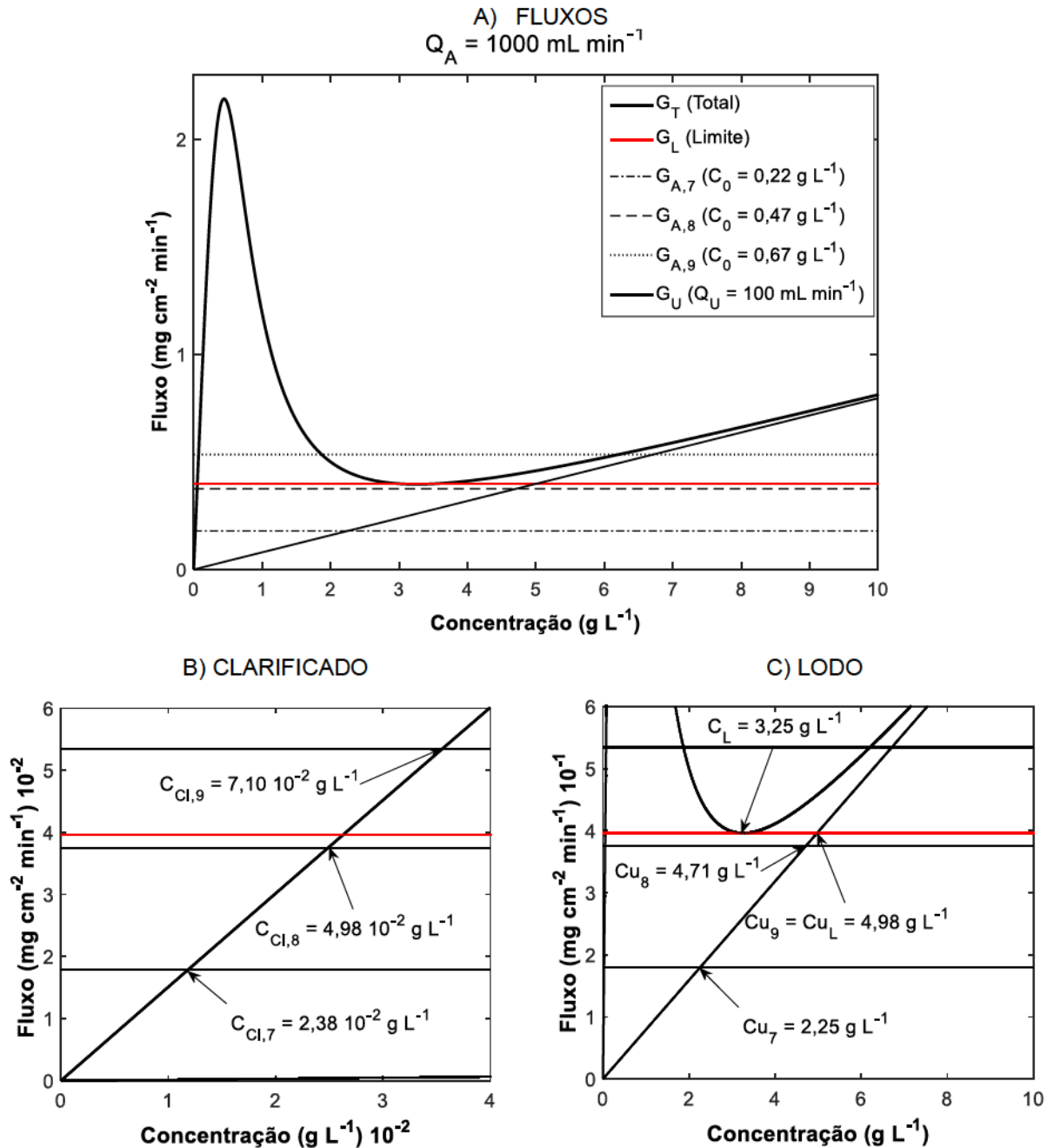
Para a condição de pH igual a 5,4 e vazão de alimentação de  $1000 \text{ mL min}^{-1}$ , as curvas de fluxo, as concentrações de lodo limite ( $C_{U,L}$ ) as concentrações de clarificado ( $C_{Cl,i}$ ) e de lodo ( $C_{U,i}$ ) esperadas para três diferentes condições de alimentação ( $C_0 = 0,22, 0,47 \text{ e } 0,67 \text{ g L}^{-1}$ ) são mostradas em FIGURA 31

A concentração limite ( $C_L$ ) corresponde a  $3,25 \text{ g L}^{-1}$  e é inferior àquelas determinadas para  $300 \text{ mL min}^{-1}$  e  $600 \text{ mL min}^{-1}$ ,  $4,94$  e  $3,98 \text{ g L}^{-1}$ , respectivamente. Isso ocorre possivelmente porque a vazão é maior indica menor tempo para sedimentação formação de lodo menos concentrado.

Os valores estimados para clarificado indicam que para maiores fluxos afluentes de sólidos, os clarificados possuem maior concentração. Para o lodo, maiores concentrações de alimentação formam lodo mais concentrado. A concentração de lodo limite,  $C_{U,L} = 4,98 \text{ g L}^{-1}$ , é inferior ao valor estimado para  $300 \text{ mL min}^{-1}$  e  $600 \text{ mL min}^{-1}$ ,  $7,54$  e  $5,94 \text{ g L}^{-1}$ , respectivamente.

Para a vazão de  $1000 \text{ mL min}^{-1}$ , o fluxo intermediário,  $G_{A,8}$  ( $C_0 = 0,47 \text{ g L}^{-1}$ ), é muito próximo ao fluxo limite e espera que nesta condição o sistema opere mais próximo do ideal. O fluxo  $G_{A,9}$  ( $C_0 = 0,67 \text{ g L}^{-1}$ ) é superior ao limite e espera-se perda de sólidos no topo do sedimentador, pois há maior entrada de sólidos do que saída dos mesmos.

FIGURA 31 - CURVAS PARA VAZÃO DE 1000 ML MIN<sup>-1</sup> E PH DE 5,4: A) FLUXOS, B) CLARIFICADO E C) LODO.



FONTE: O autor (2018)

- Resultados experimentais

O resultados de concentração de lodo e clarificado e os valores calculados de remoção, para  $Q_A = 600 \text{ mL min}^{-1}$  são mostrado na TABELA 11. Na condição mais próxima ao fluxo limite ( $C_0 = 0,47 \text{ g L}^{-1}$ ) a remoção foi a maior (85,5%), o que indica que esta é a melhor condição, conforme mostrado anteriormente pelo modelo

na FIGURA 31. Entretanto a remoção é inferior às anteriores, 91,5% e 98,3% para 300 e 600 mL min<sup>-1</sup>, respectivamente. Isto é indicativo de que esta vazão não é a mais adequada para este sistema. O fato de a vazão de alimentação ser maior diminui o tempo para os sólidos sedimentarem e aumenta a influência de perturbações no sistema, o que faz com que as remoções sejam menores.

TABELA 11 - RESULTADOS OBTIDOS PELA SIMULAÇÃO DO MODELO E EXPERIMENTAIS PARA VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DE 1000 ML MIN<sup>-1</sup> E PH DE 5,4.

C <sub>0</sub>	Q <sub>A</sub>	Q <sub>U</sub>	P <sub>r</sub>	Concentração do Lodo			Concentração do Clarificado		
				Modelo	Experimental	Desvio	Modelo	Experimental	Desvio
(g L <sup>-1</sup> )	(mL min <sup>-1</sup> )	(-)	(-)	(g L <sup>-1</sup> )			(10 <sup>-3</sup> g L <sup>-1</sup> )		
0,23			67,8%	2,25	1,24	82,0%	23,8	72,5	67%
0,47	1000	100	85,5%	4,71	3,44	36,7%	49,8	68,2	27%
0,67			26,8%	4,98	9,08	45,2%	71,0	491,8	86%

\*C<sub>0</sub> = concentração inicial de microalgas, Q<sub>A</sub> = vazão de alimentação, Q<sub>U</sub> = vazão de lodo, P<sub>r</sub> = porcentagem de remoção.

FONTE: O autor (2018)

As concentrações estimadas e experimental de lodo apresentaram desvios entre 36,7% e 82,0%, bem superior comparada as anteriores. Possivelmente, como a vazão era maior, houve maior perda de sólidos devido a perturbações no sistema. O clarificado apresentou desvios elevados, entre 27% e 86%, devido a sua baixa concentração.

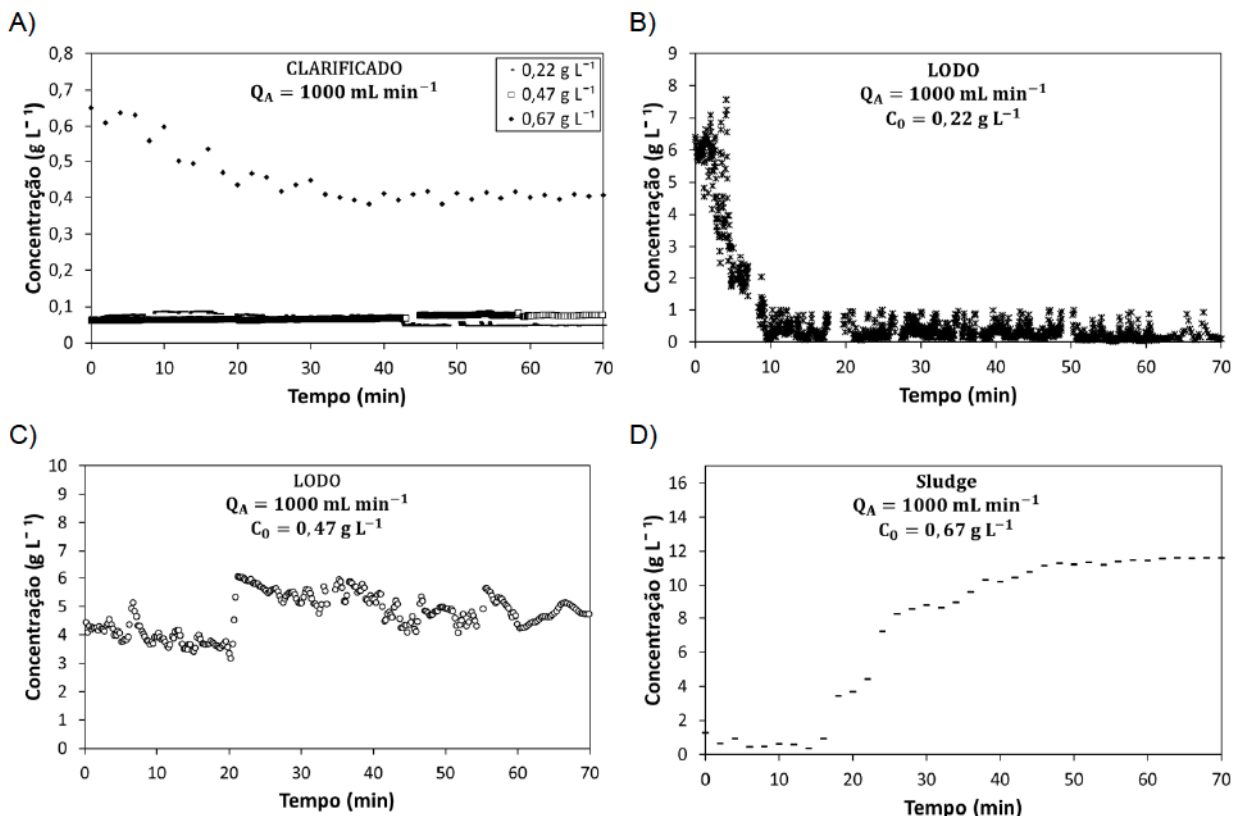
Na condição de sobrecarga de sólidos (C<sub>0</sub> = 0,67 g L<sup>-1</sup>) notou-se uma remoção muito baixa (27%) e elevado concentração do clarificado. Conforme previsto pelo modelo, nestas condições o fluxo afluente de sólidos foi bem maior que o limite e houve perdas dos mesmos no topo do sedimentador. A condição de sobrecarga não é a ideal para operação contínua de sedimentadores.

- Perfis de lodo e clarificado

Para a vazão de alimentação de 1000 mL min<sup>-1</sup> e pH igual a 5,4 os perfis de concentração obtidos para clarificado e lodo estão representados pela FIGURA 32. Para esta vazão, o clarificado que apresentou menor concentração foi em C<sub>0</sub> = 0,22

$\text{g L}^{-1}$  (FIGURA 32A), a qual é a menor concentração de alimentação, conforme previsto pelo modelo (FIGURA 31). Para  $C_0 = 0,67 \text{ g L}^{-1}$ , onde o fluxo afluyente de sólidos é superior ao fluxo limite, como mostrado pelo modelo, a concentração do clarificado é elevada, pois há perda de sólidos no topo do sedimentador devido ao fluxo de sólidos na alimentação ser superior ao de retirada de sólidos (fluxo de gravidade e fluxo de retirada do lodo). No fluxo afluyente de sólidos próximo ao fluxo limite, em  $C_0 = 0,47 \text{ g L}^{-1}$ , a concentração do clarificado é bem próxima comparada à condição de  $C_0 = 0,22 \text{ g L}^{-1}$ , o que indica que esta condição é a melhor para esta vazão de alimentação.

FIGURA 32 - PERFIS DE CONCENTRAÇÃO PARA CLARIFICADOS E LODOS PARA A VAZÃO DE  $1000 \text{ ML MIN}^{-1}$  E PH DE 5,4: A) PERFIS DE CLARIFICADO; B) PERFIL DO LODO ( $C_0 = 0,22 \text{ G L}^{-1}$ ); C) PERFIL DO LODO ( $C_0 = 0,47 \text{ G L}^{-1}$ ); D) PERFIL DO LODO ( $C_0 = 0,58 \text{ G L}^{-1}$ ).



\*Em  $C_0 = 0,67 \text{ g L}^{-1}$  as medições foram realizadas pela turbidez das amostras  
 FONTE: O autor (2018)

De acordo com a FIGURA 32B, o perfil do lodo para a menor concentração de alimentação ( $C_0 = 0,22 \text{ g L}^{-1}$ ) apresenta queda brusca, assim como as vazões de  $300$  e  $600 \text{ mL min}^{-1}$ . Entretanto, o tempo de estabilização da concentração é menor (10 minutos), comparado à  $300 \text{ mL min}^{-1}$  (16 minutos) e à  $600 \text{ mL min}^{-1}$  (12 minutos).

Como descrito anteriormente, em uma operação em grande escala dever-se-ia diminuir a vazão de lodo até que o fluxo limite fique próximo ao fluxo afluyente de sólidos. Na condição ideal ( $C_0 = 0,47 \text{ g L}^{-1}$ ), o tempo de estabilização da concentração de lodo é de 20 minutos, conforme mostrado na FIGURA 32C. Comparado às demais vazões este tempo de resposta é menor devido a maior vazão de alimentação.

#### 4.2.1.4. Resultados gerais

A TABELA 12 mostra resultados gerais para a condição de pH de 5,4. Os valores de produção de lodo ( $M_b$ ), calculados de acordo com a Equação 14, mostram que conforme o aumento da concentração alimentada, para uma mesma vazão, há um aumento de  $M_b$ .

TABELA 12 - VALORES DE VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO, VELOCIDADE DE TRANSBORDAMENTO, VAZÃO MÁSSICA DE SÓLIDOS E VAZÃO VOLUMÉTRICA DE SÓLIDOS EM CADA CONDIÇÃO DE OPERAÇÃO EM PH DE 5,4.

$C_0$	$Q_A$	$Q_U$	$P_r$	$v_{sed}$	$v_o$	$M_b$	$V_b$
( $\text{g L}^{-1}$ )	( $\text{mL min}^{-1}$ )		(-)	$\text{cm min}^{-1}$		( $\text{mg min}^{-1}$ )	( $\text{mL min}^{-1}$ )
0,18			83,1%	7,19		47,6	23,7
0,49	300	30	89,9%	4,32	0,239	123,0	24,0
0,67			91,5%	2,67		191,2	34,0
0,20			71,4%	7,07		89,3	48,2
0,53	600	60	90,2%	3,93	0,477	269,6	55,8
0,58			98,3%	3,42		334,1	66,8
0,23			67,8%	6,94		148,3	120,0
0,47	1000	100	85,5%	4,55	0,796	406,0	117,9
0,67			26,8%	2,68		403,5	44,4

\* $C_0$  = concentração inicial de microalgas,  $Q_A$  = vazão de alimentação,  $Q_U$  = vazão de lodo,  $P_r$  = porcentagem de remoção,  $v_{sed}$  = velocidade de sedimentação,  $v_o$  = velocidade de transbordamento,  $M_b$  = vazão mássica de sólidos,  $V_b$  = vazão volumétrica de sólidos.  
 FONTE: O autor (2018)

Para  $V_b$ , calculado conforme a Equação 15, os valores aumentam conforme a concentração alimentada de sólidos aumenta, com exceção da vazão de 1000  $\text{mL min}^{-1}$ . Nesta vazão, em  $C_0 = 0,20 \text{ g L}^{-1}$ , houve possibilidade de perda de sólidos pelo topo, conforme descrito anteriormente e para  $C_0 = 0,67 \text{ g L}^{-1}$ , o lodo formado possuía

elevada concentração ( $9,08 \text{ g L}^{-1}$ ), fazendo com que a vazão volumétrica fosse menor.

Em todas as condições de operação se verifica que a velocidade de transbordamento ( $v_o$ ) é inferior à velocidade de sedimentação das partículas ( $v_{sed}$ ). Isto implica que todas as partículas deveriam sedimentar de maneira que não houvesse tantas perdas de sólidos e a remoção fosse alta. Entretanto, possíveis variações de processo, como vazão de alimentação e perturbação da sedimentação das partículas, podem ter afetado o bom rendimento do processo. Estas variações são mais significativas na maior vazão,  $1000 \text{ mL min}^{-1}$ , a qual apresenta porcentagens de remoção ( $P_r$ ) menores que as demais.

#### 4.2.2. Condição 1 (pH = 5,4) com reciclo de lodo

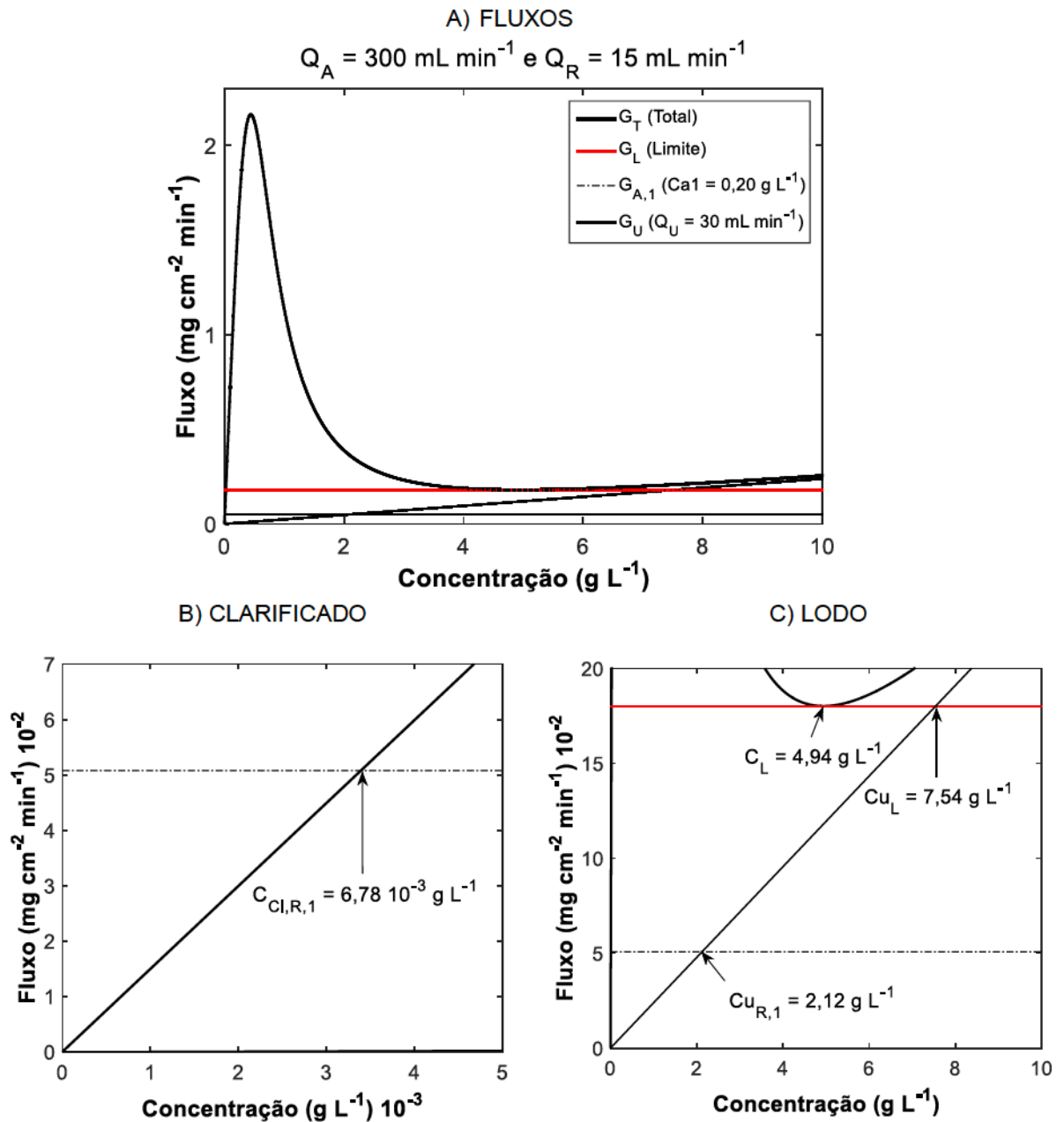
- Previsão do modelo e resultados experimentais

Foram realizados três testes com reciclo na condição de pH igual a 5,4, conforme descrito na seção 3.4.1. As curvas de fluxo são representadas pela FIGURA 33 e FIGURA 34, assim como as concentrações estimadas para clarificado e lodo nas três condições.

Conforme a FIGURA 33, que representa vazão de alimentação de  $300 \text{ mL min}^{-1}$  e reciclo de lodo de  $15 \text{ mL min}^{-1}$ , o fluxo afluente de sólidos é inferior ao fluxo limite, o que não caracteriza ser a condição ideal de operação. Nesta condição, espera-se que o lodo apresente concentração mais baixa e o clarificado apresente concentração pequena.

Para a vazão de  $600 \text{ mL min}^{-1}$  e de reciclo igual a  $30 \text{ mL min}^{-1}$ , conforme a FIGURA 34, os dois fluxos afluentes de sólidos também encontram-se abaixo do fluxo limite. Espera-se que o fluxo mais próximo ao limite apresente maior porcentagem de remoção de biomassa ( $P_r$ ) em relação ao primeiro.

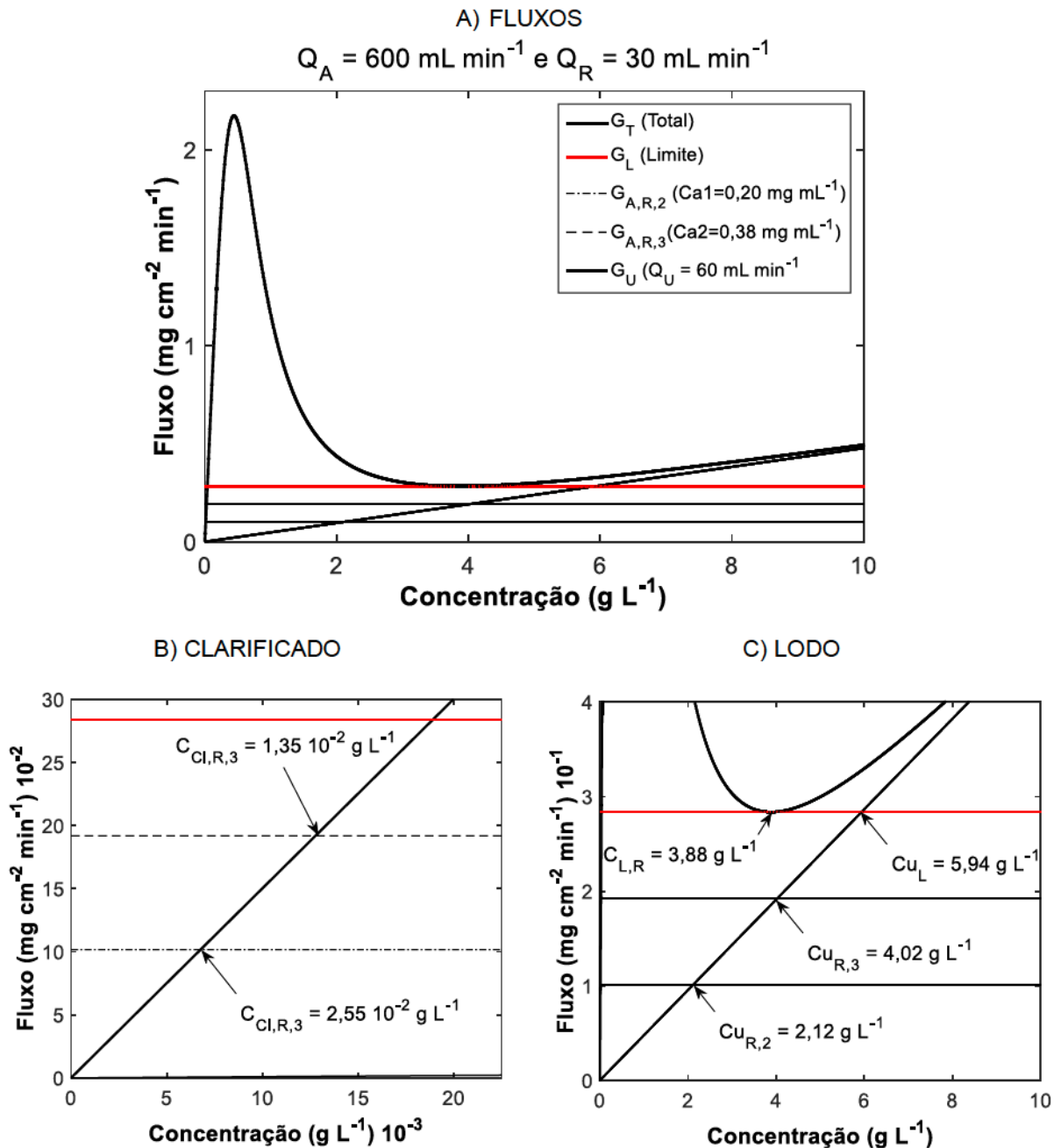
FIGURA 33 - CURVAS DE FLUXOS TOTAL, LIMITE E DE ENTRADA DE SÓLIDOS, E CONCENTRAÇÕES ESPERADAS PARA OS LODOS E CLARIFICADOS PARA A VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DE 300 ML MIN<sup>-1</sup> E DE RECICLO 15 ML MIN<sup>-1</sup> EM PH DE 5,4.



FONTE: O autor (2018)

Conforme mostrado pela TABELA 13, a recuperação de fato é mais elevada (72,9% para 85,1%). Além disso, o lodo apresenta concentração maior para  $C_0 = 0,38 \text{ g L}^{-1}$  (2,97  $\text{g L}^{-1}$ ), tendência também apresentada pelo modelo.

FIGURA 34 - CURVAS DE FLUXOS TOTAL, LIMITE E DE ENTRADA DE SÓLIDOS, E CONCENTRAÇÕES ESPERADAS PARA OS LODOS E CLARIFICADOS PARA A VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DE 600 ML MIN<sup>-1</sup> E DE RECICLO 30 ML MIN<sup>-1</sup> EM PH DE 5,4.



FONTE: O autor (2018)

Os desvios apresentados para a concentração de lodo são um pouco mais elevados quando comparados aos desvios apresentados pelos testes sem reciclo. Isto pode ser atribuído ao retorno do lodo ao tanque de mistura, o que pode provocar a variação na alimentação dos sólidos e erros pouco mais elevados. O clarificado, como descrito anteriormente, por ser de baixa concentração apresenta erros elevados.

TABELA 13 - RESULTADOS OBTIDOS PELA SIMULAÇÃO DO MODELO E EXPERIMENTAIS PARA SISTEMA CONTÍNUO E COM RECICLO PARA PH IGUAL A 5,4.

$C_0$	$Q_A$	$Q_U$	$Q_R$	Concentração do Lodo			Concentração do Clarificado			$P_r$
				Modelo	Experimental	Desvios	Modelo	Experimental	Desvios	
( $g L^{-1}$ )	( $mL min^{-1}$ )			( $g L^{-1}$ )	(-)	( $g L^{-1}$ ) $\times 10^{-3}$	(-)	(-)	(-)	
0,20	300	30	15	2,13	1,64	29,6%	6,78	38,4	82,3%	81,0%
0,20	600	60	30	2,13	1,3	63,6%	13,5	54,8	75,3%	72,9%
0,38	600	60	30	4,016	2,97	35,0%	25,5	57,0	55,2%	85,1%

\* $C_0$  = concentração inicial de microalgas,  $Q_A$  = vazão de alimentação,  $Q_U$  = vazão de lodo,  $Q_R$  = vazão de reciclo de lodo,  $P_r$  = porcentagem de remoção.

FONTE: O autor (2018)

Os valores de  $M_b$  mostrados na TABELA 14 mostram valores superiores conforme o aumento da vazão e da concentração inicial alimentada. Da mesma forma que para os ensaios sem reciclo, a velocidade de transbordamento foi inferior à velocidade de sedimentação, indicando que boa parte dos sólidos deveria sedimentar. No entanto, possivelmente houve perdas de sólidos no topo devido ao reciclo do lodo ao tanque de mistura.

TABELA 14 - VALORES DE VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO, VELOCIDADE DE TRANSBORDAMENTO, VAZÃO MÁSSICA DE SÓLIDOS E VAZÃO VOLUMÉTRICA DE SÓLIDOS EM CADA CONDIÇÃO DE OPERAÇÃO NOS ENSAIOS COM RECICLO EM PH DE 5,4.

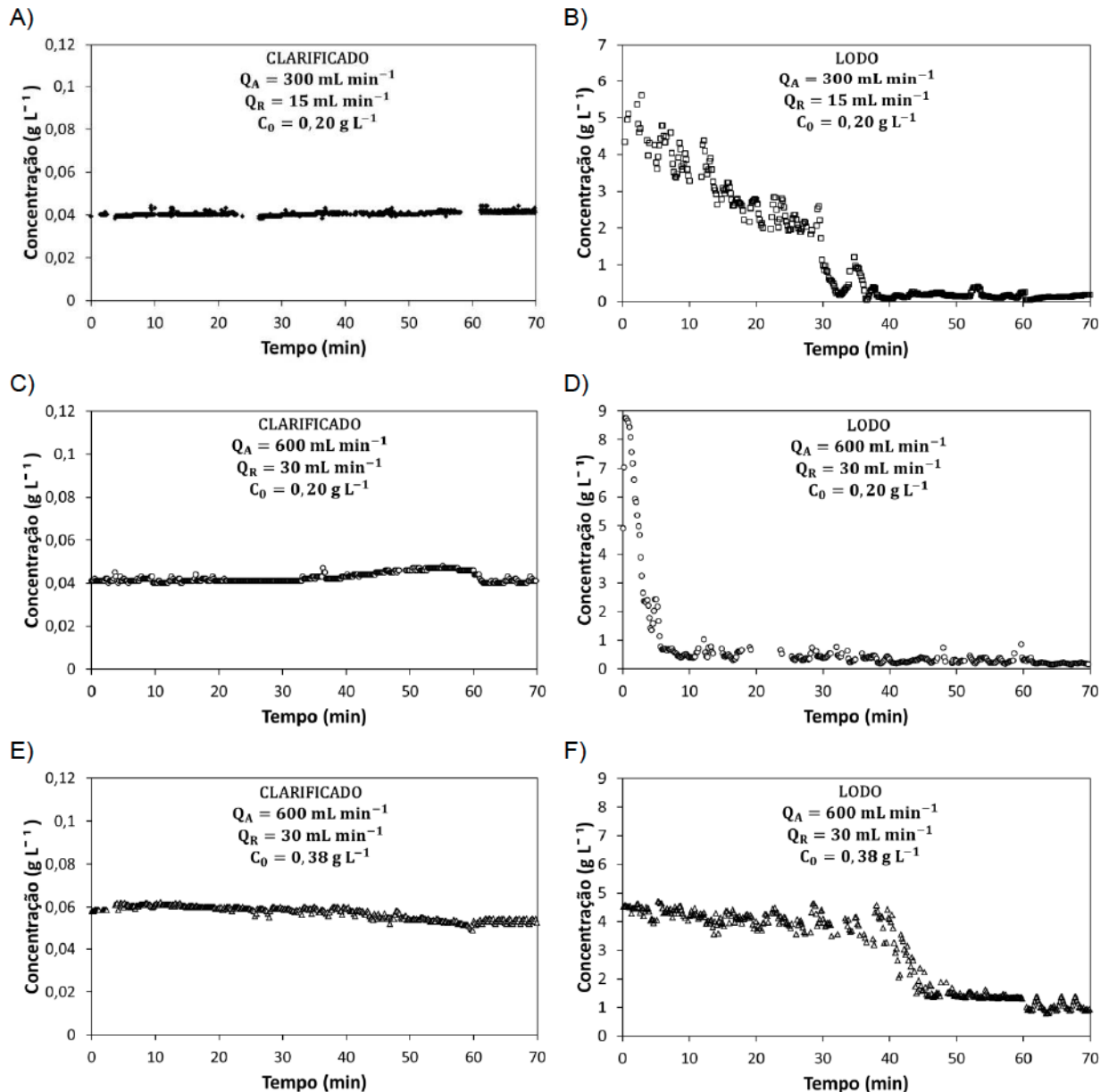
$C_0$	$Q_A$	$Q_U$	$Q_R$	$P_r$	$v_{sed}$	$v_0$	$M_b$	$V_b$
( $g L^{-1}$ )	( $mL min^{-1}$ )			(-)	$cm min^{-1}$		( $mg min^{-1}$ )	( $mL min^{-1}$ )
0,20	300	30	15	81,0%	7,073	0,239	49,2	30,0
0,20	600	60	30	72,9%	7,073	0,477	88,6	68,2
0,38	600	60	30	85,1%	5,531	0,477	103,4	34,8

\* $C_0$  = concentração inicial de microalgas,  $Q_A$  = vazão de alimentação,  $Q_U$  = vazão de lodo,  $P_r$  = porcentagem de remoção,  $Q_R$  = vazão de reciclo de lodo,  $v_{sed}$  = velocidade de sedimentação,  $v_0$  = velocidade de transbordamento,  $M_b$  = vazão mássica de sólidos,  $V_b$  = vazão volumétrica de sólidos.  
FONTE: O autor (2018)

- Perfis de lodo e clarificado

Os perfis de lodo e de clarificado para os ensaios com reciclo são mostrados na FIGURA 35. De acordo com a FIGURA 35A, a concentração do clarificado é maior para as maiores vazão e concentração ( $Q_A = 600 mL min^{-1}$  e  $C_0 = 0,38 g L^{-1}$ ), conforme o previsto pelo modelo.

FIGURA 35 - PERFIS DE CONCENTRAÇÃO PARA CLARIFICADOS E LODOS NOS EXPERIMENTOS COM RECICLO PARA: A) CLARIFICADO EM 300 ML MIN<sup>-1</sup> E C<sub>0</sub> = 0,20 G L<sup>-1</sup>; B) LODO EM 300 ML MIN<sup>-1</sup> E C<sub>0</sub> = 0,20 G L<sup>-1</sup>; C) CLARIFICADO EM 600 ML MIN<sup>-1</sup> E C<sub>0</sub> = 0,20 G L<sup>-1</sup>; D) LODO EM 600 ML MIN<sup>-1</sup> E C<sub>0</sub> = 0,20 G L<sup>-1</sup>; E) CLARIFICADO EM 600 ML MIN<sup>-1</sup> E C<sub>0</sub> = 0,38 G L<sup>-1</sup>; F) LODO EM 600 ML MIN<sup>-1</sup> E C<sub>0</sub> = 0,38 G L<sup>-1</sup>.



FONTE: O autor (2018)

Os perfis do lodo mostram que nas três condições, que possuem fluxo afluente de sólidos menor que o fluxo limite, a concentração decresce com o tempo. Para a concentração de 0,38 g L<sup>-1</sup> (FIGURA 35F) a diminuição da concentração é menor comparada àqueles de 0,20 g L<sup>-1</sup> (FIGURA 35B e FIGURA 35D), pois nesta condição a diferença entre o fluxo afluente e o limite é maior.

Para a vazão  $600 \text{ mL min}^{-1}$ , o tempo de estabilização para  $C_0 = 0,20 \text{ g L}^{-1}$  é menor (10 minutos) comparado a  $C_0 = 0,38 \text{ g L}^{-1}$  (43 minutos). Comparados aos ensaios sem reciclo este tempo é maior e isto pode ser atribuído ao reciclo do lodo para o tanque de agitação, o que causa maior tempo para estabilização da concentração de lodo na saída do fundo do sedimentador.

#### 4.2.3. Condição 2 (pH = 6,0) e condição 3 (pH = 7,0)

- Previsão do modelo e resultados experimentais

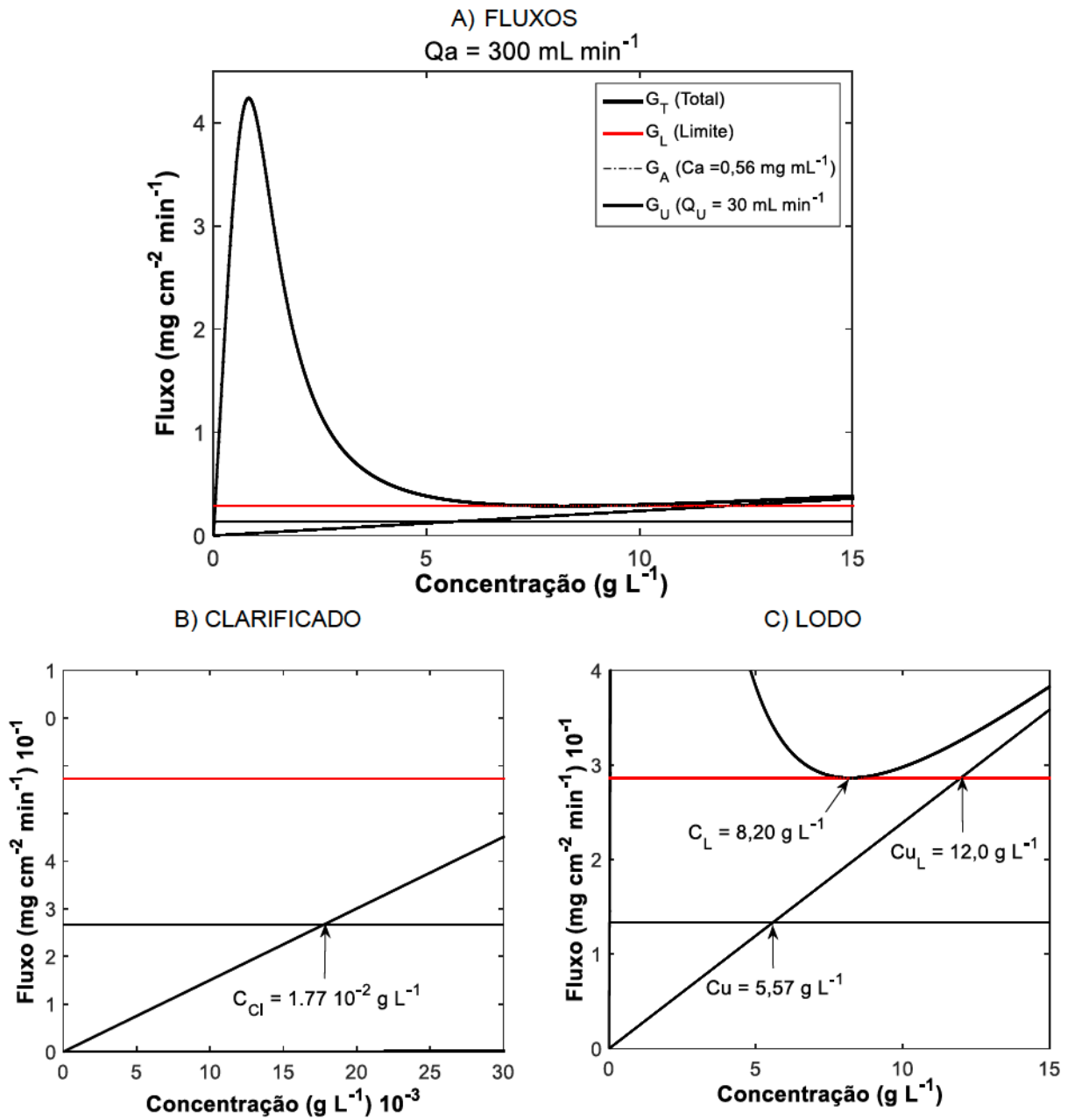
Para a condição de pH igual a 6,0 e 7,0 foram realizados um teste para cada, como descrito na seção 3.4.1. As curvas de fluxo são mostradas na FIGURA 36 E FIGURA 37.

Na condição de pH = 6,0 o fluxo afluyente de sólidos é inferior ao fluxo limite, e espera-se lodo de baixa concentração e perfil do mesmo com queda ao longo do tempo. Já na condição de pH = 7,0 o fluxo afluyente é pouco superior ao fluxo limite de sólidos. Espera-se que nesta condição a remoção seja alta e o lodo apresente perfil com tendência a estabilização dos valores de concentração.

Os resultados experimentais e os estimados, assim como os desvios são mostrados na TABELA 15. Observa-se que nas duas condições a remoção foi elevada (97,7 e 96,7%). O desvio entre o valor experimental e o do modelo para as concentrações de lodo foi menor para condição de pH igual 6,0 (9,6%), Para o clarificado o menor erro foi também na condição de pH igual a 6,0 (41,1%).

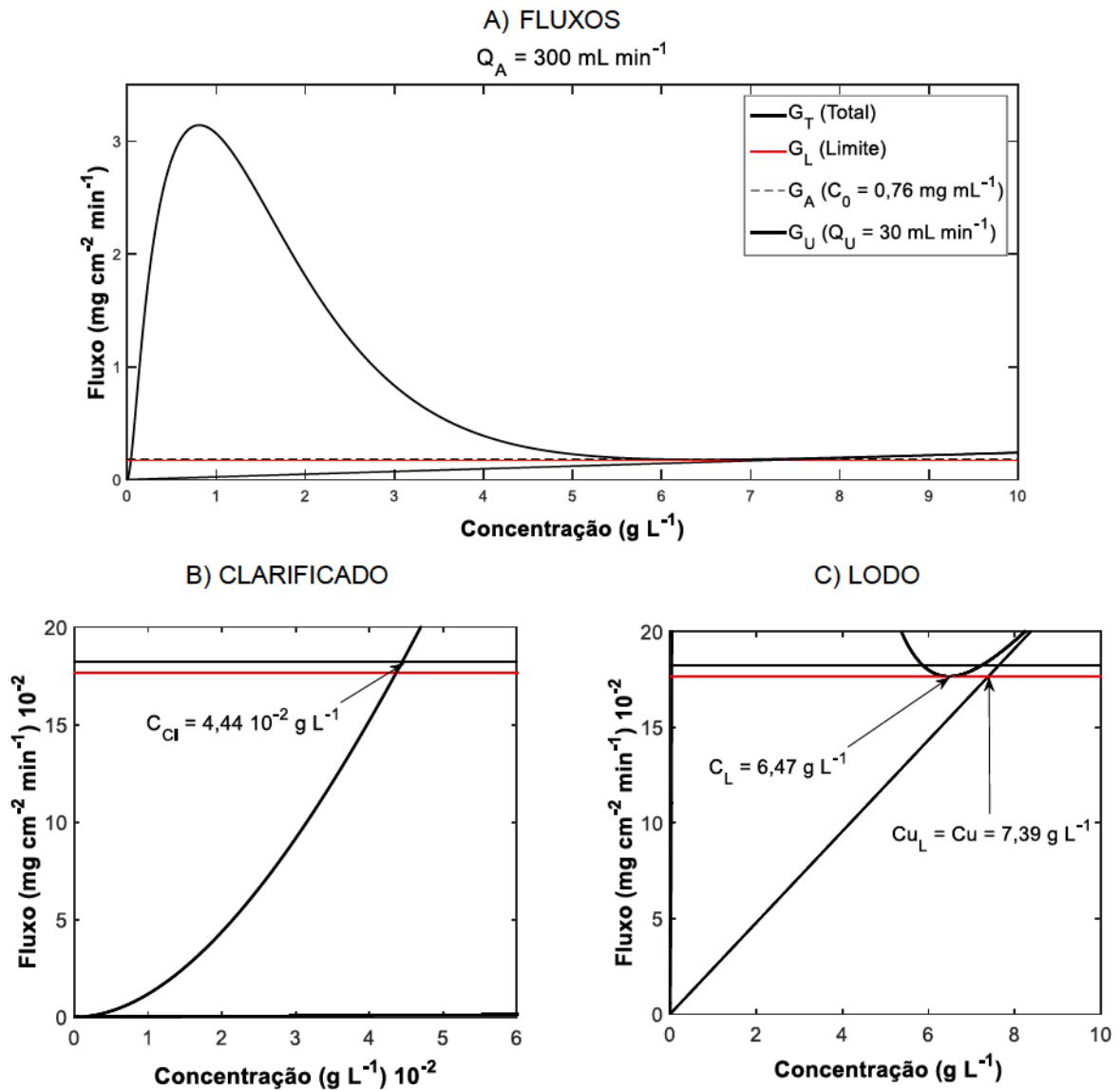
A TABELA 16 mostra que a velocidade de sedimentação é bem superior à velocidade de transbordo e, para estes casos, a remoção foi elevada, o que correspondeu ao esperado. Como a concentração de entrada em pH = 7,0 foi maior, os valores de  $M_b$  e  $V_b$  também aumentaram, pois o fluxo de entrada de sólidos era maior, formando maior quantidade de lodo.

FIGURA 36 - CURVAS DE FLUXOS TOTAL, LIMITE E DE EM[TRADA DE SÓLIDOS, E CONCENTRAÇÕES ESPERADAS PARA OS LODOS E CLARIFICADOS PARA A VAZÃO DE 300 ML MIN<sup>-1</sup> E PH DE 6,0.



FONTE: O autor (2018)

FIGURA 37 - CURVAS DE FLUXOS TOTAL, LIMITE E DE ENTRADA DE SÓLIDOS, E CONCENTRAÇÕES ESPERADAS PARA OS LODOS E CLARIFICADOS PARA A VAZÃO DE 300 ML MIN<sup>-1</sup> E PH DE 7,0



FONTE: O autor (2018)

TABELA 15 - RESULTADOS OBTIDOS PELA SIMULAÇÃO DO MODELO E EXPERIMENTAIS PARA PH DE 6,0 E 7,0.

pH	$C_0$	$Q_A$	$Q_U$	Concentração do Lodo			Concentração do Clarificado			$P_r$
				Modelo	Experimental	Desvios	Modelo	Experimental	Desvios	
(-)	(g L <sup>-1</sup> )	(mL min <sup>-1</sup> )	(g L <sup>-1</sup> )	(-)	(g L <sup>-1</sup> ) <sub>x10<sup>-3</sup></sub>	(-)	(-)	(-)		
6,0	0,56	300	30	5,57	5,62	9,6%	17,7	12,5	41,1%	97,7%
7,0	0,76	300	30	7,39	5,617	31,6%	4,44	24,7	79,6%	96,7%

\* $C_0$  = concentração inicial de microalgas,  $Q_A$  = vazão de alimentação,  $Q_U$  = vazão de lodo,  $P_r$  = Porcentagem de remoção.

FONTE: O autor (2018)

TABELA 16 - VALORES DE VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO, VELOCIDADE DE TRANSBORDAMENTO, VAZÃO MÁSSICA DE SÓLIDOS E VAZÃO VOLUMÉTRICA DE SÓLIDOS EM CADA CONDIÇÃO DE OPERAÇÃO PARA PH 6,0 E 7,0.

pH	$C_0$	$Q_A$	$Q_U$	$P_r$	$v_{sed}$	$V_0$	$M_b$	$V_b$
(-)	( $g L^{-1}$ )	( $mL min^{-1}$ )	(-)	(-)	( $cm min^{-1}$ )	( $mg min^{-1}$ )	( $mg min^{-1}$ )	( $mL min^{-1}$ )
6,0	0,56	300	30	97,7%	6,63	0,239	163,2	29,0
7,0	0,76	300	30	96,7%	4,24	0,239	221,3	39,4

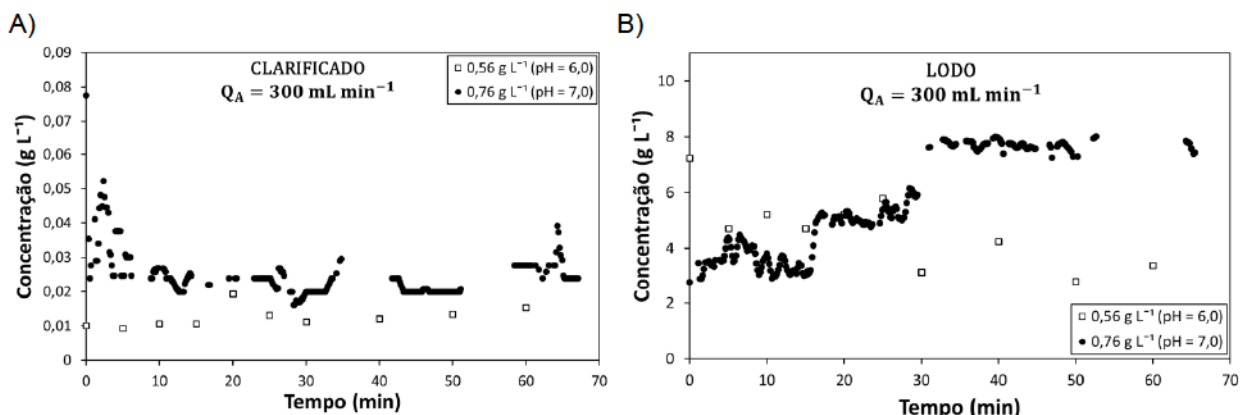
\* $C_0$  = concentração inicial de microalgas,  $Q_A$  = vazão de alimentação,  $Q_U$  = vazão de lodo,  $P_r$  = porcentagem de remoção,  $v_{sed}$  = velocidade de sedimentação,  $v_0$  = velocidade de transbordamento,  $M_b$  = vazão mássica de sólidos,  $V_b$  = vazão volumétrica de sólidos.

FONTE: O autor (2018)

- Perfis de lodo e clarificado

Os perfis de clarificado e lodo são mostrados pela FIGURA 38. Observa-se que para a concentração maior de alimentação ( $0,76 g L^{-1}$ ) o clarificado apresentou concentração pouco maior, como indica a FIGURA 38A. Os perfis de lodo (FIGURA 38B) mostram, novamente, que a condição de pH = 7,0, onde o fluxo afluyente de sólidos é próximo ao fluxo limite, a concentração do lodo aumentou ao longo do tempo até a estabilização, a partir de 30 minutos. Para a condição de pH = 6,0, quando o fluxo afluyente foi menor que o fluxo limite de sólidos, a concentração de lodo sofre uma leve queda, comportamento verificado nos ensaios anteriores.

FIGURA 38 - PERFIS DE CONCENTRAÇÃO PARA CLARIFICADOS E LODOS PARA A VAZÃO DE 300  $mL min^{-1}$  E PH DE 6,0 E 7,0: A) PERFIL DO CLARIFICADO; B) PERFIL DO LODO.



\*Em  $C_0 = 0,76 g L^{-1}$  (pH = 7,0) as medições foram realizadas pela turbidez das amostras

FONTE: O autor (2018)

### 4.3. DIÂMETRO REQUERIDO

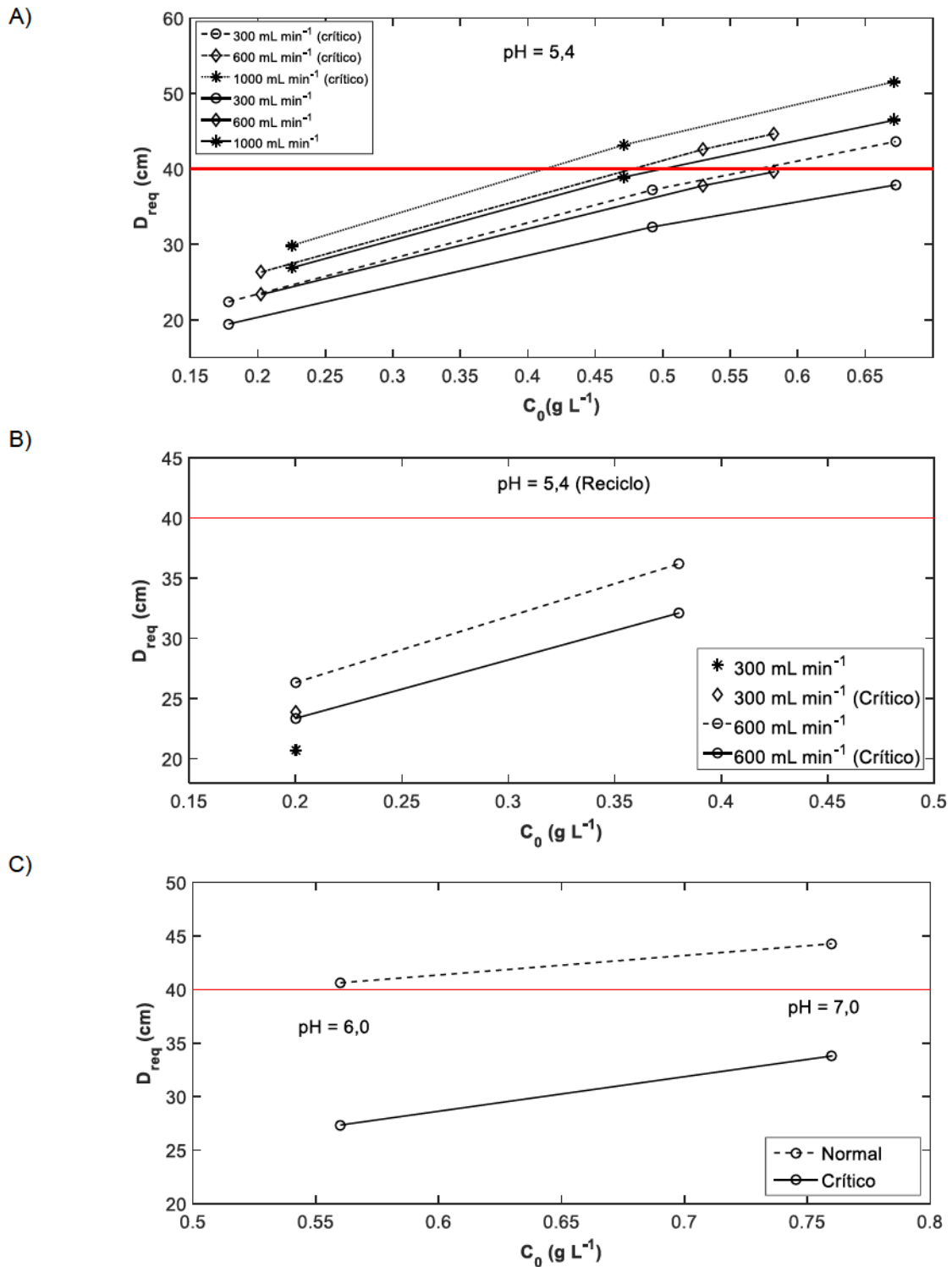
O diâmetro requerido foi calculado de acordo com a Equação 13 e está representado pela FIGURA 39. Os gráficos mostram os diâmetros requeridos, assim como os diâmetros críticos, para as condições de pH = 5,4 normal (FIGURA 39A) e com reciclo (FIGURA 39B) e para as condições de pH 6,0 e 7,0 (FIGURA 39C). Todos os gráficos apresentam o diâmetro crítico, estimado considerando as incertezas dos modelos de batelada e o diâmetro real do sedimentador (40 cm).

Maiores concentrações de alimentação do sedimentador resultam em maiores diâmetros calculados. Esta tendência ocorre devido à maior quantidade de sólidos que adentram ao sedimentador e que necessitam de maior área para assentarem.

Para pH = 5,4 (FIGURA 39A), nas concentrações baixas, em  $C_0 = 0,18$  (300 mL min<sup>-1</sup>),  $C_0 = 0,20$  (600 mL min<sup>-1</sup>) e  $C_0 = 0,23$  (1000 mL min<sup>-1</sup>), os diâmetros requeridos são os menores possíveis e se encontram bem abaixo do diâmetro real, variando de 19,4 a 26,9 cm. Nestas condições de operação o sedimentador está superdimensionado e espera-se clarificados de baixa concentração, o que se confirma pelos resultados experimentais. Nos fluxos afluentes mais próximos do limite, em  $C_0 = 0,67$  (300 mL min<sup>-1</sup>),  $C_0 = 0,58$  (600 mL min<sup>-1</sup>) e  $C_0 = 0,47$  (1000 mL min<sup>-1</sup>) o diâmetro real está dentro da faixa dos diâmetro calculados e críticos em cada condição, o que mostra que tais condições são realmente as mais próximas da ideal para o sedimentador trabalhado. A condição de sobrecarga ( $C_0 = 0,67$  g L<sup>-1</sup>) mostra que o diâmetro calculado é superior ao real, indicando que esta não é a condição ideal de operação, conforme mostrados por resultados anteriores.

Os diâmetros calculados para os ensaios com reciclo (FIGURA 39B) e ensaios sem reciclo para pH de 6,0 e 7,0 (FIGURA 39C) apresentam comportamento semelhante para condição de carga com folga, com valores calculados abaixo do valor real de diâmetro, e de carga crítica, com valor calculado muito próximo do diâmetro real.

FIGURA 39 - DIÂMETROS REQUERIDOS E DIÂMETROS CRÍTICOS PARA CADA CONDIÇÃO DE OPERAÇÃO: A) PH = 5,4, B) PH = 5,4 (RECICLO) E C) PH = 6,0 E 7,0.



FONTE: O autor (2018)

## 5. CONCLUSÕES

Dentre os modelos propostos para os ensaios de batelada, o modelo de Diehl foi o que melhor ajustou os dados experimentais nas três condições testadas, resultando em menores variâncias, maior  $R^2$  e valores baixos nas incertezas dos parâmetros. Por ser uma lei de potência, este modelo ajustou melhor os dados experimentais dos diferentes regimes de sedimentação (discreta, zonal e com compressão).

A implementação da Teria do Fluxo Limite de Sólidos no sistema estudado mostrou-se adequada para previsão das condições de operação contínua, principalmente na determinação da condição mais adequada, caracterizada quando o fluxo afluente de sólidos é próximo ao fluxo limite determinado pelo modelo. Nestas condições as remoções foram mais altas (85,5 a 96,7%), os desvios entre a concentração experimental de lodo e calculada pelo modelo foram menores e o diâmetro requerido calculado foi próximo ao diâmetro real do sedimentador. As condições de carga com folga apresentaram lodo de baixa concentração e a condição de sobrecarga mostrou baixa remoção (26,8%), além de diâmetros calculados distantes do valor real, indicando que estas condições não são as ideais de operação do sistema.

Os perfis de lodo mostraram comportamentos semelhantes tanto nas condições fluxo de sólidos afluente próximo ao fluxo limite de sólidos, com a concentração aumentando até estabilização ao longo do tempo, quanto nas condições com fluxo afluente inferior ao fluxo limite, com diminuição da concentração até a estabilização. Os perfis de lodo em todas as condições mostraram que a tempo de resposta do sistema diminui com o aumento da vazão de entrada.

A vazão de  $600 \text{ mL min}^{-1}$ , nas condições de carga crítica, mostrou-se a melhor condição de operação pois atingiu remoção próxima àquela alcançada em  $300 \text{ mL min}^{-1}$  e superior a  $1000 \text{ mL min}^{-1}$ . Comparada a  $300 \text{ mL min}^{-1}$ , em  $600 \text{ mL min}^{-1}$  a produção de lodo seria maior em mesmo intervalo de tempo, sendo uma condição mais vantajosa.

A aplicação do *Arduino* mostrou-se viável ao sistema, com efetividade nas medições das amostras e indicação de baixo custo de instalação e operação. Como

o custo é fator limitante do processo, esta é uma alternativa importante visando ao aumento de escala de produção.

O cultivo das microalgas *A. obliquus* é feito a partir de dejetos suínos biodigeridos, que é um efluente real, o que pode causar variações nas características dos cultivos estudados. Além disso, a espécie de microalga selecionada é selvagem e obtida por seleção natural. Desta maneira, os modelos matemáticos aplicados tanto nos ensaios em batelada quanto nos ensaios contínuos representaram satisfatoriamente o sistema.

## 6. TRABALHOS FUTUROS

Dentre os possíveis trabalhos de continuidade do estudo tem-se:

- Estudos de floculação-sedimentação contínua utilizando tanfloc em sistemas de maior porte (ampliação de escala).
- Estudos de controle do sistema utilizando a ferramenta *Arduino*.
- Estudos de diferentes configurações de sedimentadores como o de lamelas e os inclinados.
- Estudos de processos de separação contínua integrados como floculação-sedimentação e filtração.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANSARI, F. A.; SHRIWASTAV, A.; GUPTA, S. K.; RAWAT, I.; BUX, F. Exploration of Microalgae Biorefinery by Optimizing Sequential Extraction of Major Metabolites from *Scenedesmus obliquus*. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 56, p. 3407–3412, 2017. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/acs.iecr.6b04814>>. Acesso em: 23/11/2017.
- ARCEO, Á. A. **Produção de Biodiesel mediante o Processo de Hidroesterificação da Biomassa das Microalgas**, 2012. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://186.202.79.107/download/producao-de-biodiesel-da-biomassa-das-microalgas.pdf>>. Acesso em: 1/6/2017.
- ARENAS, E. G.; PALACIO, M. C. R.; JUANTORENA, A. U.; FERNANDO, S. E. L.; SEBASTIAN, P. J. Microalgae as a potential source for biodiesel production: techniques, methods, and other challenges. , n. October 2016, p. 761–789, 2017.
- AZEVEDO, C. C. **Simulação da Operação de Sedimentadores Contínuos**, 2009. Universidade Federal de Uberlândia.
- BARROS, A. I.; GONÇALVES, A. L.; SIMÕES, M.; PIRES, J. C. M. Harvesting techniques applied to microalgae: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 41, p. 1489–1500, 2015.
- CHATSUNGNOEN, T.; CHISTI, Y. Continuous flocculation-sedimentation for harvesting *Nannochloropsis salina* biomass. **Journal of Biotechnology**, v. 222, p. 94–103, 2016.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v. 25, p. 294–306, 2007.
- 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, p. 781–791, 2008. Disponível em: <[https://ac.els-cdn.com/S0043135407005428/1-s2.0-S0043135407005428-main.pdf?\\_tid=79767dc0-0cfe-11e8-8581-00000aab0f26&acdnat=1518114953\\_7aae6d092cc721e474f460c555a90a1b](https://ac.els-cdn.com/S0043135407005428/1-s2.0-S0043135407005428-main.pdf?_tid=79767dc0-0cfe-11e8-8581-00000aab0f26&acdnat=1518114953_7aae6d092cc721e474f460c555a90a1b)>. Acesso em: 8/2/2018.
- COLE, R. F. **Experimental Evaluation of the Kynch Theory**, 1968. University of North Carolina. Disponível em: <[http://www.sciencedirect.com/science/refhub/S0043-1354\(16\)30929-0/sref12](http://www.sciencedirect.com/science/refhub/S0043-1354(16)30929-0/sref12)>. .
- CORRÊA, D. O. **Desenvolvimento e Caracterização do Cultivo de Microalgas em Fotobiorreator Alimentado por Emissões Gasosas de Motores**, 2015. Universidade Federal do Paraná.
- CREMASCO, M. A. **Operações Unitárias em Sistemas Particulados e Fluidomecânicos**. São Paulo: Blucher, 2012.
- DICKINSON, S.; MIENTUS, M.; FREY, D.; et al. A review of biodiesel production from microalgae. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 19, n. 3, p. 637–668, 2016. Springer Berlin Heidelberg.
- DIEHL, S. The solids-flux theory - Confirmation and extension by using partial differential equations. **Water Research**, v. 42, n. 20, p. 4976–4988, 2008. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.09.005>>. .

DIEHL, S. Numerical identification of constitutive functions in scalar nonlinear convection–diffusion equations with application to batch sedimentation. **Applied Numerical Mathematics**, v. 95, p. 154–172, 2015. Disponível em: <[www.elsevier.com/locate/apnum](http://www.elsevier.com/locate/apnum)>. Acesso em: 10/10/2017.

DIEHL, S.; ZAMBRANO, J.; CARLSSON, B. Steady-state analysis of activated sludge processes with a settler model including sludge compression. **Water Research**, v. 88, p. 104–116, 2016. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.052>>. .

GOMIDE, R. **Operações Unitárias**. São Paulo, 1980.

GUTIÉRREZ, R.; PASSOS, F.; FERRER, I.; UGGETTI, E.; GARCÍA, J. Harvesting microalgae from wastewater treatment systems with natural flocculants: Effect on biomass settling and biogas production. **Algal Research**, v. 9, p. 204–211, 2015. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2015.03.010>>. .

HEGEWALD, E.; WOLF, M. Phylogenetic relationships of *Scenedesmus* and *Acutodesmus* (Chlorophyta, Chlorophyceae) as inferred from 18S rDNA and ITS-2 sequence comparisons. **Plant Systematics and Evolution**, p. 181–191, 2003. Disponível em:

<[http://download.springer.com/static/pdf/372/art%253A10.1007%252Fs00606-003-0061-](http://download.springer.com/static/pdf/372/art%253A10.1007%252Fs00606-003-0061-0061-7.pdf?originUrl=http%3A%2F%2Flink.springer.com%2Farticle%2F10.1007%2Fs00606-003-0061-7&token2=exp=1496080944~acl=%2Fstatic%2Fpdf%2F372%2Fart%25253A10.1007%25252Fs00606-003-0061-7)

[7.pdf?originUrl=http%3A%2F%2Flink.springer.com%2Farticle%2F10.1007%2Fs00606-003-0061-](http://download.springer.com/static/pdf/372/art%253A10.1007%252Fs00606-003-0061-7.pdf?originUrl=http%3A%2F%2Flink.springer.com%2Farticle%2F10.1007%2Fs00606-003-0061-7&token2=exp=1496080944~acl=%2Fstatic%2Fpdf%2F372%2Fart%25253A10.1007%25252Fs00606-003-0061-7)

[7&token2=exp=1496080944~acl=%2Fstatic%2Fpdf%2F372%2Fart%25253A10.1007%25252Fs00606-003-0061-7](http://download.springer.com/static/pdf/372/art%253A10.1007%252Fs00606-003-0061-7&token2=exp=1496080944~acl=%2Fstatic%2Fpdf%2F372%2Fart%25253A10.1007%25252Fs00606-003-0061-7)>. Acesso em: 29/5/2017.

HENDRICKS, D. W. **Water Treatment Unit Processes: Physical and Chemicalphysical, chemical, and biological**. Taylor & F ed. Boca Raton: CRC Press, 2006.

HEREDIA, J. B.; MARTÍN, J. S. Removing heavy metals from polluted surface water with a tannin-based flocculant agent. **Journal of Hazardous Materials**, v. 165, p. 1215–1218, 2009. Disponível em: <[http://ac.els-cdn.com/S0304389408014726/1-s2.0-S0304389408014726-main.pdf?\\_tid=e20f4130-4492-11e7-8ad4-00000aacb362&acdnat=1496078510\\_3515b642e0cb19d9c1f09e12c43691ef](http://ac.els-cdn.com/S0304389408014726/1-s2.0-S0304389408014726-main.pdf?_tid=e20f4130-4492-11e7-8ad4-00000aacb362&acdnat=1496078510_3515b642e0cb19d9c1f09e12c43691ef)>.

Acesso em: 29/5/2017.

HESSE, M. **Dissertação de mestrado final**, 2016. Universidade Federal do Paraná.

HESSE, M. C. S.; SANTOS, B.; SELESU, N. F. H.; et al. Optimization of flocculation with tannin-based flocculant in the water reuse and lipidic production for the cultivation of *Acutodesmus obliquus*. **Separation Science and Technology**, v. 52, n. 5, p. 936–942, 2017. Taylor & Francis. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01496395.2016.1269130>>. Acesso em: 23/11/2017.

KYNCH, G. J. A theory of sedimentation. **Transactions of the Faraday Society**, v. 48, n. 0, p. 166, 1952. The Royal Society of Chemistry. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=ff9524800166>>. Acesso em: 8/2/2018.

LEE, A. K.; LEWIS, D. M.; ASHMAN, P. J. Microbial flocculation, a potentially low-cost harvesting technique for marine microalgae for the production of biodiesel. , 2008. Disponível em:

<[http://download.springer.com/static/pdf/988/art%253A10.1007%252Fs10811-008-9391-](http://download.springer.com/static/pdf/988/art%253A10.1007%252Fs10811-008-9391-9391-)

8.pdf?originUrl=http%3A%2F%2Flink.springer.com%2Farticle%2F10.1007%2Fs10811-008-9391-8&token2=exp=1496066379~acl=%2Fstatic%2Fpdf%2F988%2Fart%25253A10.1007%25252Fs10811-008-9391-8.pdf%3ForiginUrl%3Dhttp%253A%252F%252Flink.springer.com%252Farticle%252F10.1007%252Fs10811-008-9391-8\*~hmac=1bc6915566313e220249ad441645efcb4f07560845fab58b9e715d1311fd7902>. Acesso em: 29/5/2017.

LEI, X.; CHEN, Y.; SHAO, Z.; et al. Effective harvesting of the microalgae *Chlorella vulgaris* via flocculation – flotation with bioflocculant. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 922–925, 2015.

LEMOS, J. DE S. **Desenvolvimento de Sistema de Tratamento e Reciclagem de Meio de Cultivo de Microalgas para Produção de Biodiesel**, 2012. Universidade Federal do Paraná. Disponível em: <[http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/29747/R - D - JACQUELINE DE SOUZA LEMOS.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/29747/R_D_JACQUELINE_DE_SOUZA_LEMOS.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 1/6/2017.

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. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.007>>. .

LIRA, J. R. **Estudo dos Parâmetros que Influenciam a Flocculação na Sedimentação Contínua**, 2010. Universidade Federal de Uberlândia.

MARTÍN, J. S.; HEREDIA, J. B.; HERNÁNDEZ, C. S. Surface water and wastewater treatment using a new tannin-based coagulant . Pilot plant trials. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 2051–2058, 2010.

NUNES, J. F. **Estudo da sedimentação gravitacional de suspensões floculentas**, 2008. Universidade Federal de Uberlândia.

OLIVEIRA, A. C. **Produção de Biomassa de Microalgas *Scenedesmus* sp. em Efluente de Bovinocultura Biodigerido**, 2013. Universidade Federal do Paraná. Disponível em: <<http://www.pipe.ufpr.br/portal/defesas/dissertacao/221.pdf>>. Acesso em: 29/5/2017.

PÉREZ, L.; SALGUEIRO, J. L.; MACEIRAS, R.; CANCELA, Á.; SÁNCHEZ, Á. Influence of a Combination of Flocculants on Harvesting of *Chaetoceros gracilis* Marine Microalgae. **Chemical Engineering & Technology**, v. 39, n. 9, p. 1685–1692, 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/ceat.201500564>>. .

REYES, J. F.; LABRA, C. Biomass harvesting and concentration of microalgae *scenedesmus* sp. cultivated in a pilot photobioreactor. **Biomass and Bioenergy**, v. 87, p. 78–83, 2016.

RUSHTON, A.; WARD, A. S.; HOLDICH, R. G. **Solid-Liquid Filtration and Separation Technology**. 1st ed. New York, 1996.

SALIM, S.; GILISSEN, L.; RINZEMA, A.; VERMUE, M. H.; WIJFFELS, R. H. Modeling microalgal flocculation and sedimentation. **Bioresource Technology**, v. 144, p. 602–607, 2013.

SELESU, N. F. H. **Desenvolvimento de Processo de Produção de Microalgas em Fotobiorreator Industrial usando Efluente Suíno Biodigerido**, 2015. Universidade Federal do Paraná.

VON SPERLING, M. **Biological Wastewater Treatment: Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors**. Volume 5 ed. London: Publishing, IWA, 2007.

TAKACS, I.; PATRYIOAND, G. G.; NOLASCO, D. A DYNAMIC MODEL OF THE CLARIFICATION-THICKENING PROCESS. **Wat. Res**, v. 25, n. 10, p. 1263–1271, 1991. Disponível em: <[https://ac.els-cdn.com/004313549190066Y/1-s2.0-004313549190066Y-main.pdf?\\_tid=1fe89388-adc7-11e7-9016-00000aab0f27&acdnat=1507645822\\_47c4e193796dd664916213ad3300d3b3](https://ac.els-cdn.com/004313549190066Y/1-s2.0-004313549190066Y-main.pdf?_tid=1fe89388-adc7-11e7-9016-00000aab0f27&acdnat=1507645822_47c4e193796dd664916213ad3300d3b3)>. Acesso em: 10/10/2017.

TAPARIA, T.; MVSS, M.; MEHROTRA, R.; SHUKLA, P.; MEHROTRA, S. Developments and challenges in biodiesel production from microalgae: A review. **International Union of Biochemistry and Molecular Biology**, v. 63, p. 715–726, 2016.

TARLETON, E. S.; WAKEMAN, R. J. **Solid/Liquid Separation: Equipment Selection and Process Design**. Oxford: Butterworth-Heinemann/IChemE Series, 2007.

TORFS, E.; BALEMANS, S.; LOCATELLI, F.; et al. On constitutive functions for hindered settling velocity in 1-D settler models: Selection of appropriate model structure. **Water Research**, v. 110, p. 38–47, 2017. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.067>>. .

VESILIND, P. A. Design of prototype thickeners from batch settling tests. **Water Sewage Works**, v. 115, p. 302–307, 1968. Disponível em: <<https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-0001466335&origin=inward&txGid=2f66a69a9376228795e112e446219008>>. .

## APÊNDICE A - Código de programação para leitura de sinal em *Arduino*

```

int linha =0; // variável que se refere às linhas do excel
int LABEL = 1;

void setup() {
  Serial.begin(9600); // Inicia a comunicação serial
  Serial.println("CLEARDATA"); // Reseta a comunicação serial
  Serial.println("LABEL,Hora,Sensor 0,Sensor 1,Sensor 2,Sensor 3,Linha"); // Nomeia as colunas
}

void loop() {

  int sensor0 = analogRead(A0); // Faz a leitura do sensor e guarda o valor
  float voltage0 = sensor0 * (5.0 / 1023.0); // Converte a leitura analógica (0 - 1023) para voltagem (0 - 5V)

  int sensor1 = analogRead(A1); // Faz a leitura do sensor e guarda o valor
  float voltage1 = sensor1 * (5.0 / 1023.0); // Converte a leitura analógica (0 - 1023) para voltagem (0 - 5V)

  int sensor2 = analogRead(A2); // Faz a leitura do sensor e guarda o valor
  float voltage2 = sensor2 * (5.0 / 1023.0); // Converte a leitura analógica (0 - 1023) para voltagem (0 - 5V)

  int sensor3 = analogRead(A3); // Faz a leitura do sensor e guarda o valor
  float voltage3 = sensor3 * (5.0 / 1023.0); // Converte a leitura analógica (0 - 1023) para voltagem (0 - 5V)

  linha++; // Incremente linha no excel

  Serial.print("DATA,TIME,");
  Serial.print(voltage0);
  Serial.print(",");
  Serial.print(voltage1);
  Serial.print(",");
  Serial.print(voltage2);
  Serial.print(",");
  Serial.print(voltage3);
  Serial.print(",");
  Serial.println(linha);

  delay(10000);
}

```

**APÊNDICE B – Calibração para leitor de lodo através de sinal *Arduino***