

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

BRUNO CARAVITA

Remoção de microalgas de efluente de fotobiorreator por processo de  
coagulação e sedimentação

São Carlos

2020



Bruno Caravita

Remoção de microalgas de efluente de fotobiorreator por processo de  
coagulação e sedimentação

“Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.”

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel

“VERSÃO CORRIGIDA”

São Carlos  
2020

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA TRABALHO,  
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS  
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da  
EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

C257r Caravita, Bruno  
Remoção de microalgas de efluente de  
fotobiorreator por processo de coagulação e  
sedimentação / Bruno Caravita; orientador Luiz Antonio  
Daniel. São Carlos, .

Dissertação (Mestrado) - Programa de  
Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da  
Engenharia Ambiental -- Escola de Engenharia de São  
Carlos da Universidade de São Paulo, .

1. efluente fotobiorreator. 2. separação de  
biomassa. 3. coagulantes naturais. 4. ressuspensão da  
biomassa. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

## FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **BRUNO CARAVITA**.

Título da dissertação: " Remoção de microalgas de efluente de fotobiorreator por processo de coagulação e sedimentação ".

Data da defesa: 01/10/2020.

### Comissão Julgadora:

### Resultado:

Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel**

APROVADO

(Orientador)

(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

Prof. Dr. **Clovis Wesley Oliveira de Souza**

APROVADO

(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

Prof. Dr. **Ronan Cleber Contrera**

APROVADO

(Escola Politécnica/EP-USP)

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Dr. **Eduardo Mario Mendiondo**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**



## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer primeiramente aos meus pais, Cláudio e Walquíria, por sempre terem me apoiado e dado condições de concluir mais uma etapa da vida. Agradecimentos também à minha irmã, Amanda e vó Roder por sempre estarem ao meu lado e me incentivarem.

Sou muito grato à minha namorada, amiga e companheira Ingrid por ter me apoiado, orientado e me trazer luz nos momentos mais difíceis, me dando forças para ir até o final.

Um grande agradecimento ao Prof. Dr. Luiz Daniel, que sempre abriu as portas me oferecendo oportunidades. Obrigado pela disposição em ajudar, pelo interesse, por todas as orientações e motivações quando parecia que a pesquisa não estava rendendo frutos.

As companheiras de projeto Emmanuelle e Ana muito obrigado pelas idas e vindas da estação, pelas risadas no caminho e pelo companheirismo no projeto. Agradecimentos também aos amigos de laboratório e projeto, José, Mari e Nathália, sempre dispostos e solícitos.

Um grande agradecimento à técnica de laboratório Maria Teresa sempre disposta a ajudar e auxilia. Sempre exercendo com profissionalismo, zelando e cuidando do laboratório e de todos, para que tudo estivesse funcionando de forma eficiente e organizada.

Muito obrigado ao Alcino sempre cuidando da estação e resolvendo os problemas dos mais diversos tipos que lá ocorreram. Por todo auxílio técnico e dedicação ao projeto.

Agradecimento também para o Bérqamo por todas as viagens realizadas à granja, sempre guiando com perícia e cuidado para que todos chegassem bem. Agradeço pelas conversas, pela tranquilidade e bom humor sempre presente nas manhãs de segunda.

Agradeço aos meus amigos de graduação. Em especial a Suki e a Caqui sempre presentes e tornando todos os momentos da graduação e pós melhores. Obrigado Billy pelos basquetes, conversas, companheirismo e amizade.

Agradecimento também a República Matadouro e todos os seus passados, atuais e futuros moradores.

Agradecimento ao CNPq e à FAPESP pelo apoio e financiamento desta e outras pesquisas que estão sendo conduzidas com competência, dedicação e responsabilidade para o povo brasileiro em momento tão difícil enfrentado por todos.





“Sempre que nossos preceitos étnicos ou nacionais são despertados nos tempos de escassez, em meio a desafios à auto-estima ou à coragem nacional, quando sofremos com o nosso diminuto lugar na finalidade do Cosmos, ou quando o fanatismo ferve ao nosso redor – então, hábitos de pensamentos de eras passadas procuram se apoderar do controle. A chama da vela escorre. Seu pequeno lago de luz trêmula. A escuridão se avoluma. Os demônios começam a se agitar.”

Carl Sagan



## Resumo

CARAVITA, B. **Remoção de microalgas de efluente proveniente de fotobiorreator por processo de coagulação e sedimentação.** Dissertação Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2020.

Atualmente, o tratamento de efluentes com a utilização de microalgas apresenta como vantagem satisfatória remoção de nutrientes e possibilidade de utilização da biomassa em diversos setores da economia. Porém sua utilização possui como impedimento o método de separação, pois muitos destes oneram o sistema, tornando o tratamento de efluente inviável do ponto de vista econômico. É relatado que estes microrganismos possuem baixa velocidade de sedimentação, então para contornar este problema torna-se primordial o uso de um processo catalisador da sedimentação. Neste contexto a coagulação é vista como primeiro passo para melhor separação. O presente trabalho procurou otimizar o processo de coagulação e sedimentação utilizando dois coagulantes naturais, sendo o Tanfloc SH e *Moringa oleifera*. Para otimização, foram utilizados efluentes provenientes de fotobiorreatores, sendo um do tipo tubular e dois *flat panel* mantidos em condições diferenciadas de luminosidade e tempo de detenção hidráulica. Após otimização, comparou-se a eficiência de coagulação e sedimentação dos polímeros, utilizando a remoção de turbidez como critério. Quando utilizado *M. oleifera* fez necessária a adição de uma etapa lenta de floculação enquanto esta não foi prescindível para o Tanfloc SH. Foram alcançadas eficiências de remoção de turbidez superiores a 95 % para os polímeros em praticamente todas as condições analisadas e todos fotobiorreatores, com exceção do tubular com tempo de detenção hidráulica de 8 dias. Após sedimentação não houve a ressuspensão da biomassa no período de até 24 horas após a coagulação para os diferentes polímeros para qualquer um dos fotobiorreatores em qualquer condições de luminosidade e tempo de detenção hidráulica, quando se utiliza Tanfloc SH e *M. oleifera*.

**Palavras-chave:** efluente fotobiorreator; separação de biomassa; coagulantes naturais; ressuspensão da biomassa.



## Abstract

CARAVITA, B. **Microalgae removal of photobioreactor effluent using coagulation and sedimentation.** Master's Degree Thesis – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2020.

Nowadays, the sewage treatment using microalgae presents the advantage of an efficient nutrient removal and the possibility of biomass use in several economy sectors. However, their large-scale application are still impeded by the separation method, because some biomass separation processes are costly to apply, making effluent treatment unfeasible from an economic point of view. It is reported that these microorganisms present a low sedimentation speed, so to overcome this problem, the use of catalyst process in order to increase sedimentation is primordial. In this context, coagulation is seen as the first step towards better separation, This thesis searched for the optimize the coagulation and sedimentation using two natural coagulants Tanfloc SH and *Moringa oleifera*. To optimize them were used effluent from three kinds of photobioreactors, one of the tubular type and two flat panels type, kept under different lighting and hydraulic detention time conditions. After optimization, the optimized coagulation and sedimentation of both polymers were compared using turbidity removal efficiens. When *M. oleifera* was used, it was necessary to add a slow flocculation step while this was not an essential step for Tanfloc SH. Efficiency microalgae removal upper 95 % was achieved for both coagulants in almost all conditions and photobioreactors analyzed, except the tubular type within 8-day hydraulic detention time. It was observed the absence of biomass resuspension in either Tanfloc SH neither *M. oleifera* within 24-hour period for coagulation and sedimentation processes regarding any photobioreactor equipment under any condition.

**Keywords:** photobioreactor effluents; biomass separation; natural coagulants; biomass resuspension.



## Lista de Figuras

Figura 1 - Porcentagem da população brasileira com acesso a banheiro ou sanitário e tipo de esgotamento sanitário .....	1
Figura 2 - Definição esquemática da formação pontes entre partículas, quando aplicado polímero orgânico.....	12
Figura 3 - Representação esquemática da estrutura do polímero a base de tanino em meio aquoso e suas possíveis interações moleculares .....	13
Figura 4 - Representação do sistema contendo reator UASB com pós tratamento composto por fotobiorreatores tipo <i>Flat Panel</i> , coberto e descoberto (FBPc e FBPd), e fotobiorreator tubular (FBT) .....	19
Figura 5 - Dimensões dos fotobiorreatores planos coberto e descoberto (FBPc e FBPd) .....	20
Figura 6 - Descrição das etapas realizadas para otimização da coagulação e sedimentação ...	21
Figura 7 - Metodologia de preparo da solução do coagulante de semente de MO.....	24
Figura 8 - Jarrest do Laboratório de Tratamento Avançado de Águas Residuária (Latar).....	25
Figura 9 - Representação jarro do Jarrest utilizado para a coleta do lodo de fundo após coagulação e sedimentação para análise de SST, SVT e SFT.....	29
Figura 10 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), faixa variando de 50 até 250 $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação, de efluente de FBT com TDH de 6 dias, com $G_{m_{\text{rap}}}$ de 200 rpm durante um minuto e $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	31
Figura 11 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), variando de 150 até 200 $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação, de efluente de FBT com TDH de 6 dias, com $G_{m_{\text{rap}}}$ de 200 rpm durante um minuto e $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	31
Figura 12 - Influência do $G_{m_{\text{rap}}}$ (rpm), com tempo de mistura de 1,0 minuto, na coagulação e sedimentação de efluente de FBT com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $160 \text{ mg.L}^{-1}$ e $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	32
Figura 13 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBT com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $160 \text{ mg.L}^{-1}$ e $G_{m_{\text{rap}}}$ de 150 rpm.....	33
Figura 14 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 0 a $150 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBT com TDH de 8 dias, com $G_{m_{\text{rap}}}$ de 200 rpm durante um minuto e $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	34

Figura 15 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), variando de 200 a 500 $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBT com TDH de 8 dias, com $G_{\text{rap}}$ de 200 rpm durante um minuto e $V_s$ de 3,1 $\text{m.dia}^{-1}$ .....	34
Figura 16 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 50 a 250 $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 6 dias, com $G_{\text{rap}}$ de 200 rpm durante um minuto e $V_s$ de 3,1 $\text{m.dia}^{-1}$ ...	36
Figura 17 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 40 a 700 $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 6 dias, com $G_{\text{rap}}$ de 200 rpm durante um minuto e $V_s$ de 3,1 $\text{m.dia}^{-1}$ ...	37
Figura 18 - Influência do $G_{\text{rap}}$ (rpm), com tempo de mistura de 1,0 minuto, na coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH, com dosagem ótima de 50 $\text{mg.L}^{-1}$ , como coagulante, com $V_s$ de 3,1 $\text{m.dia}^{-1}$ .....	37
Figura 19 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBPD com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de 50 $\text{mg.L}^{-1}$ e $G_{\text{rap}}$ de 200 rpm.....	38
Figura 20 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 50 a 250 $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 8 dias com $G_{\text{rap}}$ de 200 rpm durante um minuto e $V_s$ de 3,1 $\text{m.dia}^{-1}$ ....	41
Figura 21 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem ótima de 50 $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 8 dias, com $G_{\text{rap}}$ de 200 rpm durante um minuto e $V_s$ de 3,1 $\text{m.dia}^{-1}$ .....	41
Figura 22 - Influência do $G_{\text{rap}}$ (rpm) na coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de 60 $\text{mg.L}^{-1}$ , com $V_s$ de 3,1 $\text{m.dia}^{-1}$ .....	42
Figura 23 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBPD com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de 60 $\text{mg.L}^{-1}$ e $G_{\text{rap}}$ de 100 rpm .....	43
Figura 24 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 50 a 250 $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 6 dias, com $G_{\text{rap}}$ de 200 rpm durante 1,0 minuto e $V_s$ de 3,1 $\text{m.dia}^{-1}$ ...	45
Figura 25 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 6 dias, com $G_{\text{rap}}$ de 200 rpm durante 1,0 minuto e $V_s$ de 3,1 $\text{m.dia}^{-1}$ .....	46



Figura 26 - Influência do $G_{m_{rap}}$ (rpm) na coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , com $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	46
Figura 27 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBPC com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $50 \text{ mg.L}^{-1}$ e $G_{m_{rap}}$ de 100 rpm .....	47
Figura 28 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 50 a $250 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias, com $G_{m_{rap}}$ de 200 rpm durante um minuto e $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ ....	49
Figura 29 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 10 a $40 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias, com $G_{m_{rap}}$ de 200 rpm durante 1,0 minuto e $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ ....	50
Figura 30 - Influência do $G_{m_{rap}}$ (rpm) na coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , com $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	50
Figura 31 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBPC com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $50 \text{ mg.L}^{-1}$ e $G_{m_{rap}}$ de 100 rpm .....	51
Figura 32 - Dosagem de coagulante natural ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 100 a $1000 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBT com TDH de 8 dias, com $G_{m_{rap}}$ de 280 rpm durante 2,0 minutos, $G_{m_{len}}$ de 40 rpm durante 30 minutos e $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	53
Figura 33 - Fotografia dos jarros, após coagulação com dosagem de MO variando de 100 a $1000 \text{ mg.L}^{-1}$ e sedimentação de efluente de FBT com TDH de 8 dias, $G_{m_{rap}}$ de 280 rpm durante 2,0 minutos, $G_{m_{len}}$ de 40 rpm durante 30 minutos e $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	54
Figura 34 - Dosagem de coagulante natural de semente de ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 300 a $1000 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 8 dias, com $G_{m_{rap}}$ de 280 rpm durante 2,0 minutos, $G_{m_{len}}$ de 40 rpm durante 30 minutos e $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	55
Figura 35 - Influência do gradiente de mistura rápida (rpm) na coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 8 dias utilizando coagulante natural de com dosagem ótima de $400 \text{ mg.L}^{-1}$ , com $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	56

Figura 36 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBPD com TDH de 8 dias utilizando coagulante natural de , com dosagem ótima de 400 mg.L <sup>-1</sup> e Gm <sub>rap</sub> de 180 rpm.....	57
Figura 37 - Dosagem de coagulante natural de semente de (mg.L <sup>-1</sup> ), com dosagem variando de 300 a 700 mg.L <sup>-1</sup> , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias, com Gm <sub>rap</sub> de 280 rpm durante 2,0 minutos, Gm <sub>len</sub> de 40 rpm durante 30 minutos e Vs de 3,1 m.dia <sup>-1</sup> .....	59
Figura 38 - Fotografia dos jarros, após coagulação com dosagem de MO variando de 300 a 700 mg.L <sup>-1</sup> , e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias, com Gm <sub>rap</sub> de 280 rpm durante 2,0 minutos, Gm <sub>len</sub> de 40 rpm durante 30 minutos e Vs de 3,1 m.dia <sup>-1</sup> .....	60
Figura 39 - Influência do gradiente de mistura rápida (rpm) na coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias utilizando coagulante natural de com dosagem ótima de 500 mg.L <sup>-1</sup> , com Vs de 3,1 m.dia <sup>-1</sup> .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
Figura 40 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez (NTU) de efluente de FBPC com TDH de 8 dias utilizando coagulante natural de , com dosagem ótima de 500 mg.L <sup>-1</sup> e Gm <sub>rap</sub> de 180 rpm .....	61
Figura 41 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, ST (mg.L <sup>-1</sup> ), SVT (mg.L <sup>-1</sup> ) e DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ), de efluente de FBPD com TDH de 8 dias, entre coagulante natural de Tanfloc SH e de MO.....	64
Figura 42 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT (mg.L <sup>-1</sup> ), SFT (mg.L <sup>-1</sup> ), ST (mg.L <sup>-1</sup> ) e DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ), de efluente de FBPC com TDH de 8 dias, entre coagulante natural de Tanfloc SH e de MO .....	66
Figura 43 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT (mg.L <sup>-1</sup> ), SFT (mg.L <sup>-1</sup> ), ST (mg.L <sup>-1</sup> ) e DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ) de efluentes e FBPD e FBPC, com TDH de 6 dias, utilizando Tanfloc SH como coagulante .....	67
Figura 44 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT (mg.L <sup>-1</sup> ), SFT (mg.L <sup>-1</sup> ), ST (mg.L <sup>-1</sup> ) e DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ) de efluentes de FBPD e FBPC, com TDH de 8 dias, utilizando Tanfloc SH como coagulante .....	69
Figura 45 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT (mg.L <sup>-1</sup> ), SFT (mg.L <sup>-1</sup> ), ST (mg.L <sup>-1</sup> ) e DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ) de efluentes de FBPD e FBPC, com TDH de 8 dias, utilizando MO como coagulante .....	71

Figura 46 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$ ), efluente, utilizando Tanfloc SH como coagulante, entre efluente de FBPd com TDH de 6 e 8 dias.....	72
Figura 47 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$ ), de efluente, utilizando Tanfloc SH como coagulante, entre efluente de FBPc com TDH de 6 e 8 dias .....	74
Figura 48 - Análise de ressuspensão do lodo de fundo para FBPc com TDH de 8 dias utilizando MO como coagulante com dosagem ótima de $500 \text{ mg.L}^{-1}$ , $G_{\text{rap}}$ 180 rpm e $V_s$ de $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ . (A) foto após processo de coagulação e sedimentação por 30 minutos; (B) foto após 24 horas após processo de coagulação e sedimentação.....	75



## Lista de Tabelas

Tabela 1 - Etapas do ensaio de coagulação e sedimentação com efluente do fotobiorreator...	22
Tabela 2 - Análises realizadas e seus métodos e equipamentos utilizados .....	22
Tabela 3 - Velocidade de sedimentação ( $\text{m.dia}^{-1}$ ) correspondente a cada tempo de coleta (min) .....	28
Tabela 4 - Eficiência de remoção (%) de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680nm, SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ ) após otimização da coagulação e sedimentação de efluente de FBPd com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , $G_{\text{rap}}$ de 200 rpm e $V_s$ de $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$ ..	39
Tabela 5 - Recuperação de SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) no lodo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o processo de coagulação e sedimentação otimizado para o FBPd com TDH de 6,0 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , $G_{\text{rap}}$ de 200 rpm e $V_s$ de $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	40
Tabela 6 - Eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ ) após otimização da coagulação e sedimentação de efluente de FBPd com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $60 \text{ mg.L}^{-1}$ , $G_{\text{rap}}$ de 100 rpm e $V_s$ de $10,3 \text{ m.dia}^{-1}$	43
Tabela 7 - Recuperação de SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) no lodo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o processo de coagulação e sedimentação otimizado para o FBPd com TDH de 8,0 dias, utilizando Tanfloc SH com dosagem ótima de $60 \text{ mg.L}^{-1}$ , $G_{\text{rap}}$ de 100 rpm e $V_s$ de $10,3 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	44
Tabela 8 - Eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ ) após otimização da coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , $G_{\text{rap}}$ de 100 rpm e $V_s$ de $10,3 \text{ m.dia}^{-1}$	48
Tabela 9 - Recuperação de SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) no lodo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o processo de coagulação e sedimentação otimizados para o FBPC com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , $G_{\text{rap}}$ de 100 rpm e $V_s$ de $10,3 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	48
Tabela 10 - Eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ ) após otimização da coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , $G_{\text{rap}}$ de 100 rpm e $V_s$ de $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	52

Tabela 11 - Recuperação de SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) no lodo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o processo de coagulação e sedimentação otimizado para o FBPC com TDH de 8 dias, com dosagem ótima de $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , $G_{\text{rap}}$ de 100 rpm e $V_s$ de $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	52
Tabela 12 - Eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$ ) de efluente de FBPD com TDH de 8 dias utilizando coagulante natural de , com dosagem ótima de $400 \text{ mg.L}^{-1}$ , $G_{\text{rap}}$ de 180 rpm e $V_s$ de $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$ .....	58



## Sumário

1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS .....	4
2.1. OBJETIVO GERAL.....	4
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	4
3. REVISÃO DE LITERATURA .....	5
3.1. UTILIZAÇÃO DE MICROALGAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	5
3.2. FOTOBIOREACTORES .....	8
3.3. COAGULAÇÃO .....	8
3.4. POLÍMEROS NATURAIS .....	10
3.4.1. Mecanismos de coagulação utilizando polieletrólitos .....	11
3.4.2. Polímero natural a base de tanino .....	12
3.4.3. Semente <i>Moringa oleifera</i> .....	14
3.5. SEDIMENTAÇÃO .....	16
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	18
4.1. OBTENÇÃO DO EFLUENTE .....	18
4.2. FOTOBIOREACTORES .....	18
4.3. VARIAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO.....	21
4.4. ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DE COAGULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO .....	21
4.4.1. Absorbância em comprimento de onda de 680 nm.....	22
4.5. PREPARO DOS COAGULANTES .....	23
4.5.1. Preparo do coagulante natural a base de tanino .....	23
4.5.2. Preparo do coagulante natural a base de semente de <i>M. oleifera</i> .....	23
4.6. DOSAGEM ÓTIMA DE COAGULANTE .....	24
4.6.1. Dosagem ótima Tanfloc SH.....	25
4.6.2. Dosagem ótima <i>M. oleifera</i> .....	26



4.7.	INFLUÊNCIA DO GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA.....	26
4.8.	VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO.....	27
4.9.	CONDIÇÕES OTIMIZADAS.....	28
4.10.	RESSUSPENSÃO DA BIOMASSA ALGAL.....	29
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30
5.1.	OTIMIZAÇÃO DA COAGULAÇÃO UTILIZANDO TANFLOC SH COMO COAGULANTE.....	30
5.1.1.	Fotobiorreator tubular.....	30
5.1.2.	Fotobiorreator tipo Flat Panel (FBPd) exposto à radiação solar direta.....	36
5.1.3.	Otimização da coagulação e sedimentação para fotobiorreator tipo Flat Panel mantido coberto por sombrite.....	44
5.2.	OTIMIZAÇÃO DA COAGULAÇÃO UTILIZANDO <i>Moringa oleifera</i> COMO COAGULANTE.....	52
5.2.1.	Remoção de biomassa algal de efluente de fotobiorreator do tipo tubular mantido coberto com sombrite com tempo de detenção hidráulico de 8 dias utilizando <i>M. oleifera</i> como coagulante.....	53
5.2.2.	Remoção de biomassa algal de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel exposto à radiação solar (FBPd) com tempo de detenção hidráulico de 8 dias utilizando coagulante natural de semente de <i>M. oleifera</i> como coagulante.....	54
5.2.3.	Remoção de biomassa algal de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel mantido coberto com sombrite (FBPc) com tempo de detenção hidráulico de 8 dias utilizando <i>M. oleifera</i> como coagulante.....	59
5.3.	COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE COAGULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO ENTRE COAGULANTE NATURAL Tanfloc SH E <i>M. oleifera</i> .....	63
5.3.1.	Coagulação e sedimentação de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel exposto à radiação solar com tempo de detenção hidráulico de 8 dias.....	63
5.3.2.	Coagulação e sedimentação de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel mantido coberto com sombrite com tempo de detenção hidráulico de 8 dias.....	65
5.4.	COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE COAGULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO ENTRE FOTOBIORRETORES FLAT PANEL EXPOSTO À RADIAÇÃO SOLAR E	

MANTIDO COBERTO COM SOMBRITE, COM TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA DE 6 E 8 DIAS.....	66
5.4.1. Eficiência de coagulação e sedimentação de efluentes de fotobiorreatores, com tempo de detenção hidráulico de 6 dias, utilizando Tanfloc SH como coagulante .....	66
5.4.2. Eficiência de coagulação e sedimentação de efluentes de fotobiorreatores, com tempo de detenção hidráulico de 8 dias, utilizando Tanfloc SH como coagulante .....	68
5.4.3. Eficiência de coagulação e sedimentação de efluentes de fotobiorreatores, com tempo de detenção hidráulico de 8 dias, utilizando <i>M. oleifera</i> como coagulante .....	70
5.5. COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO, UTILIZANDO TANFLOC SH COMO COAGULANTE, PARA FBPs COM DIFERENTES TDH.....	72
5.5.1. Comparação entre FBPd com TDH de 6 e 8 dias .....	72
5.5.2. Comparação entre FBPC com TDH de 6 e 8 dias .....	73
5.6. Ressuspensão do lodo.....	75
6. CONCLUSÕES .....	76
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	78



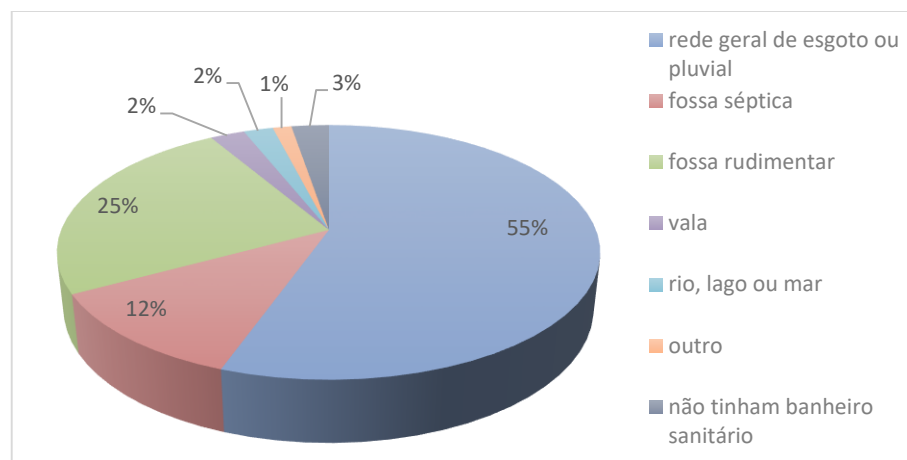


## 1. INTRODUÇÃO

Em setembro de 2015, 193 países Estados-Membros da Organização das Nações Unidas (ONU) firmam a Agenda 2030 na qual estabelece que os países signatários terão que no ano de 2030 alcançar os 17 objetivos do desenvolvimento sustentável. Dentre estes objetivos, o de número 6 estabelece que os países terão que assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e saneamento para toda população (ONU, 2018).

Tal objetivo torna-se um verdadeiro desafio para o Brasil, pois segundo estimativa, no ano de 2020 sua população é em torno de 211 milhões de habitantes (IBGE, 2020), sendo que 35 % da população não conta com soluções adequadas de destinação do esgoto sanitário. Dentre estas formas estão o lançamento em fossa rudimentar, rio, lago ou mar e aproximadamente 3 % da população nem mesmo conta com sanitário no domicílio (Figura 1) (IBGE, 2010).

Figura 1 - Porcentagem da população brasileira com acesso a banheiro ou sanitário e tipo de esgotamento sanitário



Fonte: IBGE (2010)

Uma restrição aos sistemas de tratamento de efluentes se dá no âmbito econômico, pois é necessário grande aporte de recursos financeiros para implementação de um sistema coletor de efluentes e a implantação de uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Em contrapartida, frequentemente o efluente é visto como um produto sem valor. Portanto, para qualquer investimento no sistema, não se obtêm nenhum retorno financeiro direto (GUTIÉRREZ, PASSOS, FERRER, UGGETI, 2015).

Há diversas tecnologias de tratamento de efluentes em operação no Brasil, entre elas as com uso mais difundidos são: as lagoas anaeróbias e as facultativas, algum tipo de reator

anaeróbio, fossas filtrantes ou fossa séptica seguida de filtro aeróbio como pós-tratamento, apenas lagoas facultativas e por último reator anaeróbio seguido de filtração biológica (ANA, 2017).

Em se tratando dos reatores anaeróbios, estes vêm sendo adotados como alternativa aos processos aeróbios de tratamento tendo como alguma das vantagens de uso o menor consumo de energia, menor produção de lodo, menor necessidade de nutrientes quando comparados aos processos aeróbios, e produção de metano que pode ser utilizado para geração de energia (METCALF; EDDY, 2016).

Em contrapartida, estes reatores dificilmente fornecem efluentes com qualidade compatível com padrões estabelecidos pela legislação ambiental, sendo necessário, portanto, algum tipo de pós tratamento (CHERNICHARO, 2011), uma vez que este tipo de tratamento pouco contribui com a remoção de nitrogênio (N) e fósforo (P) do afluente. A remoção de tais nutrientes é de grande importância, pois a presença destes nutrientes em corpos hídricos contribuem para a sua eutrofização.

Nas últimas décadas, os organismos fotossintéticos, entre elas as microalgas, vêm chamando atenção para a sua utilização no tratamento de efluentes. Estes microrganismos, quando utilizados no tratamento de efluentes, promovem a remoção e a incorporação dos nutrientes presentes no meio. Sendo assim, as microalgas representam uma fonte potencial de N e P que pode ser utilizada em diversos setores da economia. Porém, seu aproveitamento possui como barreira o processo de separação das microalgas do efluente, que pode onerar o processo inviabilizando assim seu uso (BARROS; GONÇALVEZ; SIMÕES; PIRES, 2015).

Existem diversas tecnologias de separação da fase sólida da líquida, tais como: flotação, sedimentação gravitacional, centrifugação, filtração a vácuo e filtração em leitos filtrantes (SHELEF; SUKENIK; GREEN, 1984). Estas tecnologias podem ser empregadas tanto no tratamento de água quanto no tratamento de efluentes, para a remoção de sólidos. Porém, quando o sólido presente são as microalgas, quase todas estas tecnologias sofrem algum tipo de restrição, seja pelo alto custo de aplicação, pela dificuldade de implementação em larga escala ou pela baixa eficiência do processo.

A utilização da sedimentação para separação de microalgas torna-se atraente, pois é um processo comum utilizado para remoção de biomassa e sólidos, e extremamente eficiente do ponto de vista energético por não necessitar de aplicação de energia, utilizando assim apenas a energia gravitacional (RAWAT et al., 2010). Embora a sedimentação seja vista como um processo simples e economicamente viável, sem o processo de coagulação seguida da

sedimentação o lodo não possui concentração suficiente de microalgas que torne vantajoso a sua reutilização (BARROS; GONÇALVEZ; SIMÕES; PIRES, 2015).

O uso de coagulantes naturais teve sua aplicação e utilização disseminada no tratamento de água a partir de sua introdução na década de 50. Eles vêm sendo aplicados na substituição ou no auxílio dos coagulantes utilizados até o momento, tais como o cloreto de ferro, poliacrilamida e os coagulantes a base de alumínio. Segundo Renault et al. (2009) estes coagulantes apresentam algumas desvantagens tais como:

- aumento da concentração de metais na água;
- produção de grande volume de lodo com característica tóxica;
- formação subprodutos de efeitos nocivos à saúde.

Ainda segundo Flaten (2001), há correlações entre a ingestão do alumínio e o desenvolvimento de Alzheimer.

Os coagulantes naturais são polímeros que apresentam carga elétrica responsável pela desestabilização das partículas coloidais e suspensas na água, causando a sua agregação em flocos de maiores dimensões e mais resistentes (GREGOR; SIMPSON; ANDREW, 1993). O aumento do tamanho das partículas propicia melhores condições de sedimentação e maiores concentrações de sólidos no lodo. Desta forma há diminuição da área requerida para implantação de decantadores e os custos de transporte do lodo.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de separação da biomassa algal proveniente de dois modelos de fotobiorreatores, com microalgas em diferentes estágios de crescimento, por coagulação e sedimentação da biomassa.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Comparar a eficiência do coagulante natural à base de tanino e do coagulante natural de semente de utilizados na coagulação dos efluentes provenientes dos fotobiorreatores;

Avaliar a coagulação por meio da determinação da dosagem ótima de coagulante;

Avaliar a influência do gradiente de mistura rápida da coagulação;

Avaliar, para a dosagem ótima de coagulante, a influência da velocidade de sedimentação;

Comparar a eficiência da separação da biomassa dos fotobiorreatores tubular e *flat panel* mantidos em condições de luminosidade e temperatura diferenciadas;

Avaliar, para a dosagem ótima de coagulante e para a melhor velocidade de sedimentação, o tempo máximo de permanência do lodo no fundo do decantador.



### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1. UTILIZAÇÃO DE MICROALGAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

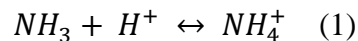
As microalgas são em sua maioria organismos fotossintéticos que utilizam para seu crescimento sais dissolvidos na água, dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) presente na atmosfera e íons bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) como fontes de carbono.

Em relação aos nutrientes N e P, o primeiro é incorporado em maiores proporções do que o fósforo no material celular podendo representar 10% do peso algal, enquanto que o fósforo apenas 1 % (SOUSA, 2013). A assimilação de nitrogênio pode ocorrer diretamente através da amônia ( $\text{NH}_3$ ) ou indiretamente através do nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) envolvendo reações de redução. No primeiro processo, a absorção de amônia ocorre diretamente com baixo gasto energético. Já quando a forma de N é o  $\text{NO}_3^-$  a assimilação ocorre em duas etapas no interior celular: primeiramente o nitrato é reduzido em nitrito e depois íon amônio com consumo de adenosina trifosfato (ATP). Acredita-se que essa forma de assimilação não seja a preferencial, pois do ponto de vista energético é mais dispendiosa, já que há consumo de ATP (CAI; PARK; LI, 2012). A assimilação do fósforo ocorre através dos processos de fosforilação, que é a incorporação do grupo fosfato nas moléculas de adenosina difosfato (ADP), transformando-as em adenosina trifosfato (ATP), resultando em um aumento na reserva energética celular (MARTÍNEZ; JIMÉNEZ; EL YOUSFI, 1998).

O tratamento de efluentes utilizando microalgas torna a remoção de N economicamente viável, uma vez que possibilita a remoção deste nutriente com baixa relação C/N (KIM; LEE; HWANG, 2013). As razões da relação N/P necessárias ao crescimento das microalgas diferem entre as espécies, em razão das diferentes rotas metabólicas inerentes ao seu metabolismo (CAI; PARK; LI, 2012). Em função disso, o crescimento das diferentes espécies é favorecido para certas relações N/P. Em estudo realizado por Kapdan e Aslan (2008), variando a relação N/P do meio de 4 a 13, com efluente sintético contendo cultura de *Chlorella vulgaris* constataram que o valor ótimo da razão para remoção de N e P seria 8. Resultado próximo foi obtido por Xin et al. (2010) com cultura de *Scenedesmus sp.* em meio de cultivo BG11, os quais encontraram que a remoção ótima de N e P foi de 99 % para ambos quando a relação N/P variou de 2 a 8.

Se por um lado o processo de assimilação do nitrogênio amoniacal é a forma preferencial de obtenção de N, altas concentrações deste no meio leva a inibição do crescimento das

microalgas. Tam e Wong (1996) compararam o crescimento da microalga *C. vulgaris*, em um período de 21 dias, entre dois tipos de meio de controle, sendo um meio comercial (Bristol) contendo como fonte de nitrogênio apenas  $\text{NO}_3^-$  e outro contendo  $\text{NH}_3$ . Para o meio de controle contendo inicialmente  $\text{NH}_3$  foram comparadas diferentes concentrações variando-as entre 10 e 1000  $\text{mg.L}^{-1}$ . Observou-se que embora o aumento da concentração de  $\text{NH}_3$  não modificou o padrão de crescimento do seu ciclo de vida, houve diminuição da concentração celular máxima para meios contendo mais de 500  $\text{mg.L}^{-1}$ . Observa-se que embora obtida menor concentração celular ainda assim foi possível o crescimento e cultivo de *C. vulgaris*. Este resultado foi observado, pois  $\text{NH}_3$  possui efeitos tóxicos sobre os microrganismos. Uma característica importante que interfere nas formas que o N está presente no meio aquoso é o pH. De acordo com von Sperling (2005) o  $\text{NH}_3$  sofre a seguinte modificação em função do pH:



$\text{NH}_3$ : amônia livre;

$\text{H}^+$ : cátion hidrogênio;

$\text{NH}_4^+$ : amônia ionizada.

Este equilíbrio é influenciado conforme os valores de pH, sendo que:

- pH < 8, a reação é deslocada para a direita sendo que praticamente todo  $\text{NH}_3$  se encontra na forma de amônia ionizada;
- pH = 9,5 há um equilíbrio entre as formas  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ ;
- pH > 11 a predominância da forma  $\text{NH}_3$ .

Portanto, quando o meio aquoso tem pH elevado o equilíbrio é deslocado no sentido de formação de  $\text{NH}_3$  podendo então causar danos aos organismos aquáticos devido a ação tóxica da  $\text{NH}_3$ .

O ciclo de vida das microalgas é composto por quatro fases (HODAI et al., 2012):

- Fase de adaptação: necessária para a adaptação dos diferentes tipos de microalgas em relação à composição do meio líquido;
- Fase de propagação: correspondente ao período de reprodução celular;

- Fase de crescimento estacionário: corresponde ao período em que não há reprodução celular;
- Fase de decaimento: neste período ocorre a morte celular.

Sendo assim, o tempo de permanência das microalgas nos fotobiorreatores influencia a eficiência deste, pois de acordo com a fase em que se encontram, as microalgas estão consumindo os nutrientes em maior ou menor velocidade. Barlow et al. (1975), utilizando um sistema fotoautotrófico de produção de lipídios e biogás para tratamento de efluente suíno, constataram que a recuperação de nitrogênio caiu de 35 % para 18 % quando foi diminuído o tempo de permanência de *C. vulgaris* de 6,7 para 2,8 dias.

O tamanho celular das microalgas, com exceção das microalgas filamentosas, varia de 5 a 50  $\mu\text{m}$  sendo portanto maiores que as partículas coloidais (de tamanho entre 1 e 100 nm) (TENNEY et al., 1969). Embora maiores, as microalgas possuem muitas propriedades superficiais semelhantes aos coloides. Assim como estes, a superfície celular algal é carregada negativamente e suas células formam uma suspensão estável (SHELEF; SUKENIK; GREEN, 1984), devido às forças de repulsão entre elas próprias e as partículas presentes no meio aquoso (TENNEY et al., 1969).

Por se tratar de microrganismos, sua taxa metabólica e conseqüentemente crescimento são influenciadas pela temperatura do meio em que se encontram. Segundo Grima; Sevilla; Fernández (2010), foram realizados vários estudos que analisaram a influência da temperatura sobre o crescimento das microalgas. O resultado obtido foi de que a temperatura ótima de crescimento ocorre entre 15 e 20 °C, porém existem microalgas que são adaptadas em temperaturas extremas, abaixo ou acima desta faixa.

Como são organismos fotossintéticos, as microalgas necessitam de radiação solar para obtenção de energia. A reprodução e sobrevivência destes organismos está relacionada com a quantidade de radiação solar, denominada irradiância, presente dentro do reator. Esta é influenciada pela conformação geométrica, posicionamento e arranjo do reator e sombreamento sobre ele (GRIMA; SEVILLA; FERNÁNDEZ, 2010).

O crescimento de microalgas em um sistema controlado é desejável devido ao crescente interesse da utilização de sua biomassa como fonte de energia, de produtos com valor agregado e utilização como fertilizante (ABDEL-RAOUF; AL-HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012). No Brasil a regulamentação do uso do lodo obtido em estações de tratamento de efluentes é regulamentado pela resolução CONAMA 375 e Decreto 4.954 de 16 de dezembro de 2016 e define que para ter utilização na agricultura, o lodo deve ser submetido a ensaios de redução de

patógenos e da atratividade de vetores (BRASIL, 2006). O lodo proveniente do tratamento utilizando algas ainda apresenta potencial para produção de bio-óleo o qual pode ser utilizado como combustível para aquecimento ou geração de energia elétrica. Em estudo utilizando cultura mista de microalgas no tratamento de efluente doméstico, Chen et al. (2014) obtiveram 49 % de conversão da biomassa em bio-óleo utilizando o processo de liquefação hidrotérmica, processo no qual apresenta como vantagem a não necessidade de secagem da biomassa, o que a torna interessante no caso do lodo provenientes dos fotobiorreatores.

### 3.2. FOTOBIORREATORES

Os fotobiorreatores são os sistemas utilizados para o cultivo de algas e podem ser definidos em dois grupos: os de sistema aberto e os de sistema fechado, sendo que cada um possui vantagens e desvantagens. A viabilidade de um sistema de cultivo das microalgas depende do aproveitamento de luz solar, eficiente uso do CO<sub>2</sub> e aperfeiçoamento da produção de biomassa (GRIMA; SEVILLA; FERNÁNDEZ, 2010).

Os fotobiorreatores com sistema aberto compreendem as lagoas e as denominadas *Receway Pond* e tem como características a troca gasosa com o ambiente. Como vantagem estes fotobiorreatores possuem fácil operação em larga escala. Por outro lado, estes fotobiorreatores não permitem o cultivo de alta densidade celular onerando assim o processo de separação da biomassa. Além do mais, se a finalidade de produção é a obtenção específica de um tipo de microalgas, esse tipo de sistema não permite o controle de contaminação por espécies diferentes da desejada. Desta forma, as atenções se voltam ao sistema fechado de cultivo, o qual permite um melhor controle dos fatores ambientais que influenciam o crescimento das microalgas. Os representantes destes tipos de fotobiorreatores são o *flat panel*, os alveolares, fotobiorreatores tubulares horizontais e os tubulares vertical. Este tipo de sistema permite um melhor controle do processo operacional, dos fatores externos, de contaminação por espécies não desejadas além de possibilitar a obtenção de uma maior densidade celular, reduzindo assim o custo do processo de separação (GRIMA; SEVILLA; FERNÁNDEZ, 2010)

### 3.3. COAGULAÇÃO

A sedimentação, uma das operações energeticamente viáveis, é utilizada na separação de microalgas, devido a sua simplicidade. Porém, segundo Shelef et al. (1984), devido ao seu

pequeno tamanho celular e a carga elétrica superficial negativa, as microalgas possuem baixa velocidade de sedimentação fazendo com que seja necessária a desestabilização da carga superficial, permitindo que as células se agreguem aumentando seu tamanho e sedimentando com maior velocidade.

A estabilidade da suspensão de partículas coloidais e das microalgas é devida à distribuição de carga superficial. O desenvolvimento da carga elétrica pode ocorrer de algumas formas, tais como: substituição isomorfa, imperfeições estruturais, adsorção preferencial e ionização. As quatro primeiras formas são determinantes nos coloides, enquanto que a ionização é o processo determinante para a formação de cargas em proteínas e na parede celular dos microrganismos.

Segundo Shaw (1992) e Di Bernardo (1993), o surgimento de carga nos microrganismos é devido à ionização dos grupos carboxila ( $\text{COOH}$ ) e amina ( $\text{NH}_3^+$ ) e é dependente do pH do meio aquoso, sendo que para meios alcalinos a carga originada é negativa e em meio ácido é positiva. Após a superfície ser carregada, há atração de íons de carga oposta denominados de contra íons, presentes no meio, sendo mantidos próximos à superfície pelas forças de atração eletrostática e de forças de van der Waals. Para se obter a agregação destas partículas, é necessária a redução de cargas superficiais (Metcalf & Eddy 2016). A coagulação é utilizada na desestabilização das partículas coloidais ocasionada pela adição de coagulantes, sendo sua realização indicada antes da sedimentação ou alguma outra operação de separação quando se pretende obter um efluente final clarificado.

A eficiência da coagulação depende de fatores do meio, do que se pretende remover e de qual o tipo de coagulante e processos utilizados. Segundo Shelef et al. (1984) e Tenney et al. (1969), os fatores do meio e das partículas que afetam a coagulação são:

- pH;
- Gradiente e tempo de mistura rápida;
- Força iônica;
- Potencial zeta;
- Tamanho da partícula;
- Material orgânico algal extracelular dissolvido no meio.

Além dessas características, é considerado vantajoso realizar a coagulação durante a fase estacionária de crescimento celular, pois em tal fase, as células apresentam menor atividade

metabólica, mobilidade e menor potencial zeta em relação a outras fases de crescimento (DANQUAH et al., 2009; BARROS, GONÇALVEZ; SIMÕES; PIRES, 2015).

Em estudo realizado para avaliar a eficiência de remoção pela flotação, utilizando quatro tipos diferentes de microalgas, e qual a influência das substâncias orgânicas extracelulares excretadas pelas algas, tais como: carboidratos e proteínas, Henderson, Parsons e Jefferson (2010) apontaram que este tipo de material dissolvido no meio demanda uma dosagem adicional de coagulante, no caso sulfato de alumínio, além daquela requerida para reversão do potencial zeta gerado apenas pelas cargas celulares. O estudo demonstrou também que a maior diferença no material extracelular está associada com a densidade de carga, sua hidrofobicidade, o conteúdo protéico e peso molecular. A composição deste material extracelular varia de acordo com os diferentes tipos de microalgas, afetando assim em maior ou menor intensidade a dosagem de coagulante requerido (HENDERSON; PARSONS; JEFFERSON, 2010).

### **3.4. POLÍMEROS NATURAIS**

Os polímeros naturais, também denominados como polieletrólitos, utilizados como coagulantes, são estruturas químicas compostas de diversas unidades menores denominadas monômeros. Em sua maioria estes polímeros são proteínas ou polissacarídeos (YIN, 2010). A carga elétrica de cada unidade define o tipo de polímero, havendo em geral uma classificação em três tipos:

- Catiônicos: apresentam carga positiva;
- Aniônicos: possuem carga negativa;
- Não iônicos: não apresentam carga.

Embora alguns polímeros sejam rotulados como não iônicos, pode haver sítios em que ele esteja carregado negativamente devido às interações entre o polímero e o meio aquoso, gerando grupos carregados parcialmente, tais como a hidroxila ( $\text{OH}^-$ ) (YIN, 2010).

Os polímeros são produzidos pela extração química de materiais orgânicos. Este processo influencia a característica dos polieletrólitos. De forma geral, o comportamento durante a coagulação depende de sua estrutura físico-química e do meio aquoso (GRAHAM et al., 2008). Duas características importantes dos polímeros são: o peso molecular e a densidade de carga (BOLTO; GREGORY, 2007).

Em estudo realizado por Tenney et al. (1969) para testar a eficiência da floculação de microalgas utilizando-se coagulantes naturais, foram analisados polieletrólitos catiônicos, aniônicos e não iônicos. Os resultados demonstraram que os catiônicos apresentaram as melhores condições de floculação devido à superfície celular carregada negativamente e a carga do polieletrólito que apresentava sítios de ligação positivo.

Devido ao comportamento de coagulação dos polímeros naturais, sua eficiência é influenciada pela força iônica do meio aquoso. Quando esta é elevada, há diminuição da repulsão dos sítios iônicos da cadeia polimérica fazendo com que ela se enrole, diminuindo assim sua extensão e sua zona efetiva de ligação (BILANOVIC D., 1988).

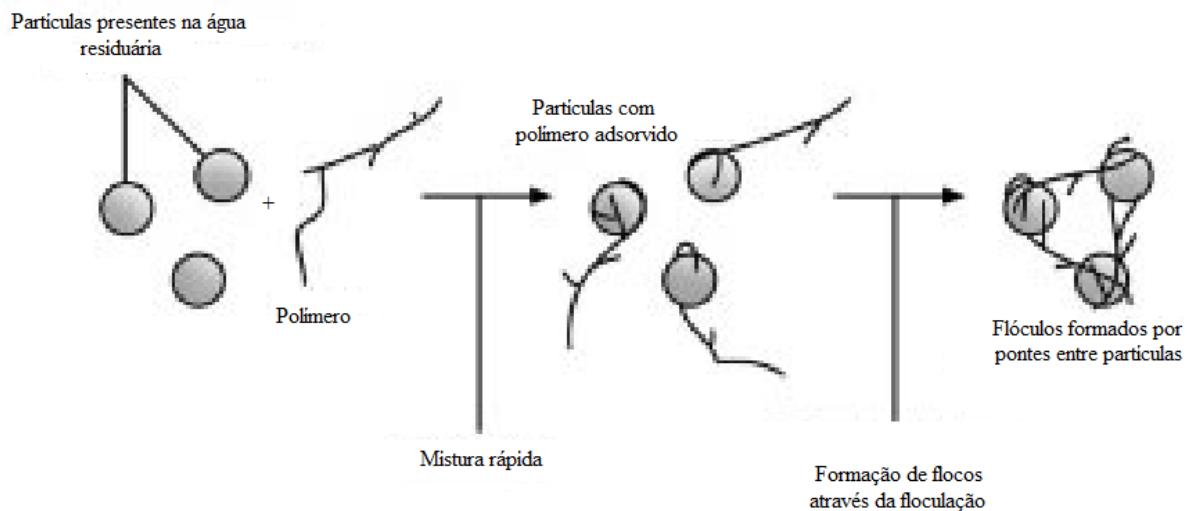
### 3.4.1. Mecanismos de coagulação utilizando polieletrólitos

Os mecanismos de coagulação quando se utiliza polímeros podem ser divididos, segundo Metcalf & Eddy (2016), em três categorias:

- **Neutralização de cargas:** este mecanismo ocorre quando se utiliza polímeros catiônicos que atuam na neutralização ou redução de cargas das partículas presentes no efluente. A velocidade de mistura deve ser suficiente para causar adsorção do polímero às partículas coloidais. Se a velocidade de mistura for inadequada, o polímero poderá se enrolar em si mesmo, diminuindo sua efetividade em reduzir a carga superficial das partículas;
- **Formação de pontes de polímeros:** ocorre quando se utiliza polímeros aniônicos e não iônicos. Neste mecanismo, os polímeros se ligam a diversos sítios de adsorção das partículas do efluente, sendo a ponte formada pela adsorção de duas ou mais partículas ao longo do comprimento do polímero. Novamente, a intensidade de mistura deve ser adequada e suficiente para ocasionar a adsorção das partículas coloidais;
- **Neutralização de cargas e formação de pontes de polímeros:** este mecanismo ocorre quando se utiliza polímeros com elevado peso molecular. Eles atuam na redução ou neutralização de cargas e formam pontes. As pontes ocasionadas pela adsorção de duas ou mais partículas ao logo de um polieletrólito se entrelaçam com a ponte de outro eletrólito, aumentando assim o tamanho dos flocos em três dimensões facilitando sua remoção por sedimentação. A velocidade de mistura deve ser novamente adequada para melhor desempenho.

Os coagulantes naturais atuam na neutralização de cargas e adsorção na superfície das partículas, assim como representado na Figura 2. Um polímero pode adsorver mais do que uma partícula devido aos monômeros ionicamente carregados. Após a desestabilização, os polímeros formam pontes com as diversas partículas neutralizadas através do processo de floculação.

Figura 2 - Definição esquemática da formação pontes entre partículas, quando aplicado polímero orgânico



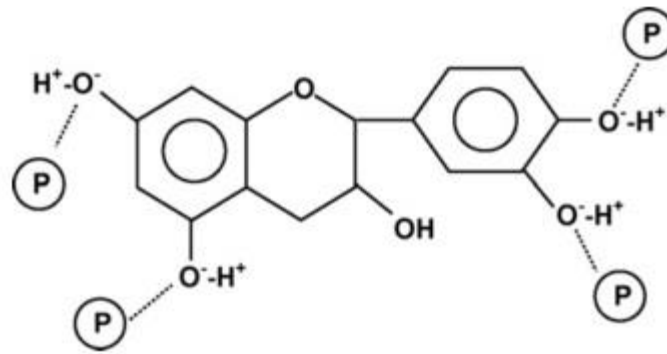
Fonte: METCALF & EDDY (2011)

### 3.4.2. Polímero natural a base de tanino


Os polieletrólitos a base de tanino possuem estrutura polimérica composta de polifenóis extraídos de material orgânico tais como cascas de árvores e madeira (GRAHAM et al., 2008). Segundo Yin (2010), seu peso molecular pode variar de algumas centenas até alguns milhares de unidades. A presença dos grupos fenólicos que formam suas unidades, confere a este uma natureza aniônica devido à desprotonação das hidroxilas. Na Figura 3 está representada a estrutura esquemática do tanino presente em meio aquoso e suas possíveis interações moleculares.



Figura 3 - Representação esquemática da estrutura do polímero a base de tanino em meio aquoso e suas possíveis interações moleculares



Legenda

 Partícula carregada em solução aquosa

Fonte: Yin (2010)

Porém, em estudo feito por Graham et al. (2008) com uma versão comercial do polímero a base de tanino, foi demonstrado que este possui uma natureza catiônica em valor baixo de pH ocasionada possivelmente pela presença de agrupamentos de amina terciária. Este comportamento pode ter sido originado do processo de extração do polímero, que envolveu reações com formaldeído e compostos de amina ou cloreto de amônia. Neste estudo o autor promoveu a coagulação de suspensão de minerais de argila, preparada em água deionizada, com concentração de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , variando o pH da solução de 4 a 9. A dosagem ótima de coagulante encontrada foi de  $0,30 \text{ mg.L}^{-1}$  com pH de coagulação igual a 7, resultando em uma eficiência de remoção de turbidez de 74 %.

A utilização dos polímeros naturais a base de Tanino encontram ampla aplicabilidade, podendo ser empregados no tratamento de água, tratamento de efluentes com a função de coagulante, auxiliar de coagulante e também como floculante e até remoção de metais pesados presentes na água. Assim como tal, sua eficiência de desestabilização das partículas coloidais e dissolvidas ou floculação é dependente do pH do meio, tendo como faixa ótima de utilização os valores compreendidos entre 4,5 e 9, dependendo do tipo de polímero utilizado (GUTIÉRREZ et al., 2015)

Em estudo realizado por Beltrán Heredia e Sánchez Martín MARTÍN (2009) foi utilizado floculante a base de tanino para remoção de cátions de zinco, níquel e cobre de manancial superficial. Obtiveram-se eficiências maiores que 70 % de remoção, dependendo do pH, após etapa de floculação com gradientes de 100 a 150 rpm.

Barrado-Moreno, Beltrán-Heredia e Martín-Gallardo (2016) compararam a eficiência de alguns tipos de coagulantes naturais a base de tanino, entre eles o Tanfloc, ou não e sulfato de alumínio para coagulação de água de manancial superficial enriquecida com *Oocystis* (Chlorophyta) cultivada em laboratório. Os coagulantes a base de Tanino forneceram, em média, eficiência de remoção superior a 80 % de clorofila-*a* da mistura.

No campo de tratamento de efluentes Gutiérrez et al. (2015) investigaram a remoção de microalgas de uma lagoa experimental tipo *Receway Pond* tratando efluente doméstico. Os autores compararam a eficiência de coagulação e floculação utilizando Tanfloc SG e Ecotan, dois polímeros naturais a base de tanino. Para determinação da dosagem ótima de coagulação e floculação foram investigados valores entre 10 e 60 mg.L<sup>-1</sup>. Para coagulação fixou-se o gradiente de mistura rápida ( $G_{m_{rap}}$ ) em 200 rpm durante um minuto e o gradiente de mistura lenta ( $G_{m_{len}}$ ) em 35 rpm durante 15 minutos. Após uma hora de sedimentação obteve-se eficiência de 99,4 e 93,3 % utilizando a turbidez como variável de remoção das microalgas quando utilizado Ecotan e Tanfloc SG, respectivamente.

### 3.4.3. Semente *Moringa oleifera*

A *Moringa oleifera* é uma planta tropical pertencente à família Moringaceae (NDABIGENGESERE; SUBBA NARASIAH, 1998). Uma de suas características é o rápido crescimento e a sua capacidade de se desenvolver em solos com carência hídrica. Sua distribuição geográfica é ampla nas regiões de baixa latitude ao longo da região tropical, incluindo zonas áridas (ALI et al., 2009)

Segundo costumes nativos do Sudão, as sementes de são trituradas em moedores e o pó resultante é adicionado em jarros fundos de água, agitando-os por 10 a 30 minutos. A suspensão que se forma sedimenta, purificando a água no próprio jarro (JAHN; DIRAR, 1979). Com a disseminação de sua utilização como coagulante natural, muitos pesquisadores relataram diversas possibilidades do uso da como coagulante e auxiliar de coagulação. Este coagulante natural apresenta melhores resultados em águas com elevada turbidez (MUYIBI; EVISON, 1995), quando aplicado como coagulante primário. Quando a água apresenta baixa turbidez sua aplicação é indicada como auxiliar de coagulação (GHEBREMICHAEL, 2004). Segundo Lo Monaco et al. (2012). Por se tratar de um coagulante natural, que pode ser produzido localmente, a semente da MO pode ser uma alternativa para a mitigação de problemas ligados aos recursos hídricos, tal como o tratamento de água para consumo humano. De acordo com (GHEBREMICHAEL, 2004), o uso deste coagulante apresenta vantagens:

- Possui baixo custo;
- O lodo gerado é biodegradável;
- Produz baixo volume de lodo;
- Sua adição não implica em alteração do pH da água.

Muitos experimentos vêm sendo desenvolvidos em relação à gama de atividades nas quais a MO pode ser utilizada como coagulante. Silva et al. (2000) realizaram estudo em que compararam a eficiência da MO, quitosana, cloreto férrico e sulfato de alumínio, na remoção de cor e turbidez de efluente de indústria têxtil, relatando que tanto a quitosana quanto a MO apresentam eficiência superior aos coagulantes a base de sais metálicos. A coagulação utilizando MO também se mostrou promissora segundo Heredia; Martín e Hernández (2009) na remoção de lauril sulfato, um surfactante muito comum em produtos de higiene, proporcionando uma eficiência de 80 % de remoção. Outro estudo realizado por Hendrawati et al. (2016) utilizou a MO para coagulação de efluente doméstico e água proveniente de manancial subterrâneo comparando sua eficiência com PAC. Dosagens ótimas de 100 mg.L<sup>-1</sup> para efluente doméstico e 80 mg.L<sup>-1</sup> para água de manancial foram encontradas para coagulação e sedimentação com eficiência de remoção de turbidez de 98,6 e 97,5 % respectivamente. Por outro lado, Erick (2007) observou efeitos negativos na coagulação com MO seguida de sedimentação em Jarrest no tratamento de efluente de reator UASB, com um aumento de 26 %, do valor inicial da turbidez, após a coagulação. Em estudo realizado por Pereira et al. (2016) comparou-se o desempenho da MO como coagulante na remoção de turbidez e clorofila-*a*, de água bruta para abastecimento, quando se utilizou diferentes métodos de preparo da semente. Os métodos utilizados foram: extração do óleo da semente através de método de pressurização, método de extração com etanol e NaCl, extração apenas dos compostos ativos com NaCl e utilização direta do pó após processo de trituração em liquidificador. Os resultados demonstraram que a extração do óleo da semente não é necessário, pois a utilização do pó em água com elevada turbidez, turbidez de 30 até 60 NTU, proporcionou a remoção de turbidez e clorofila-*a* superiores a 95 %.

A capacidade coagulante das sementes se deve às suas propriedades poliméricas catiônicas (NDABIGENGESERE; NARASIAH; TALBOT, 1995). Porém, para apresentar tais características é necessário que as sementes sejam utilizadas secas e não in natura. Na literatura

são reportados alguns métodos de preparo do coagulante, cada qual utilizando ou não métodos específicos para extração de óleo da semente, ao qual se atribui à propriedade coagulante.

Muitos estudos relatam que a MO não oferece riscos à saúde das pessoas quando utilizada no tratamento de efluentes e purificação de água (W. GRABOW, J.L. SLABBERT, 1985; SHAN et al., 2016).

### **3.5. SEDIMENTAÇÃO**

A sedimentação é um fenômeno físico decorrente da ação da gravidade sobre as partículas que estão suspensas em um meio líquido de menor massa específica, propiciando a clarificação do meio. O processo pode ocorrer em grandes tanques de escoamento horizontal ou vertical, denominados de decantador convencional, ou em decantador contendo módulos tubulares, denominados de alta taxa. Este tipo permite maiores taxas de aplicação de efluente, devido a alterações na cinética do escoamento, resultando em uma unidade mais compacta. Em ambos tipos de tanques, o principal parâmetro de projeto é a velocidade de sedimentação. Para cada velocidade há uma remoção determinada de impurezas e sua caracterização pode ser feita em ensaios utilizando Jarrest. Este parâmetro influencia também na área requerida pelo tanque de decantação, sendo que altas velocidades de sedimentação implicam em menores áreas e baixas velocidades necessitem de grandes áreas (DI BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010).

As características da sedimentação variam em função da natureza das partículas, da concentração das partículas e das condições da unidade de decantação. Segundo Jordão e Pessoa (2011), a sedimentação pode ocorrer de três formas:

- Sedimentação discreta: ocorre quando as partículas sedimentam de forma independente não havendo interferência entre elas, não formando flocos. Seu volume, forma e peso não variam durante o processo. Este tipo de sedimentação ocorre na caixa de remoção de areia;
- Sedimentação floculenta: as partículas, presentes em baixas concentrações, formam flocos aumentando assim o volume, o peso e a velocidade de sedimentação conseqüentemente. Este fenômeno é observado em decantadores primários;
- Sedimentação em massa: nesta forma as partículas são coesivas, se apresentam em altas concentrações e sedimentam como uma massa única, formando uma face de separação

entre líquido e sólido. À medida que a sedimentação ocorre o lodo de fundo é compactado. Este processo ocorre geralmente em decantadores secundários.

Estes tipos de sedimentação referem-se apenas às partículas que estão suspensas no meio líquido. Segundo Netto et al.(1974), para que haja remoção de material coloidal, faz-se necessário o emprego da precipitação química ou coagulação. Este mesmo procedimento aplica-se à separação de microalgas devido ao seu reduzido tamanho e baixa velocidade de sedimentação.

Estudo realizado por Teixeira e Rosa (2006) comparou a eficiência de remoção da cianobactéria *M. aeruginosa* no tratamento de água, com elevada concentração algal, quando utilizado o processo de coagulação, com coagulante a base de alumínio, e floculação, seguido de sedimentação ou flotação. O processo de flotação demonstrou ser o mais eficiente com remoção de clorofila-*a* na faixa de 93 a 98% de eficiência. Porém com o objetivo de redução de custos e processos na separação e o possível aproveitamento da biomassa, torna-se oneroso um sistema de flotação no tratamento de efluentes, remetendo o aprimoramento de um processo mais econômico e de mais fácil operação.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. OBTENÇÃO DO EFLUENTE

O efluente foi coletado em estação piloto, localizada na Estação de Tratamento de Esgoto Monjolinho SAAE São Carlos - SP (ETE Monjolinho). A estação piloto é composta, em linha, por um reator UASB e por três fotobiorreatores (FBs), sendo um do tipo tubular (FBT) e dois do tipo de *flat panel* (FBP), que receberam efluente do reator UASB. Este foi alimentado com simulação de água negra constituída pela mistura de efluente sanitário doméstico, captado após o tratamento preliminar da ETE Monjolinho, e dejetos de suínos.

Os dejetos de suínos foram obtidos na Fazenda Santo Ignácio de Loyola (Brotas – SP) quinzenalmente. Eram coletados em torno de 800 litros de dejetos acondicionados em recipiente de 1000 litros e transportados até a estação piloto. Para o volume coletado eram realizadas duas misturas dos dejetos de suínos, utilizando volume aproximadamente de 400 litros, com o esgoto sanitário, sendo uma a cada semana. Esta mistura alimentava o reator UASB, o qual fazia o pré-tratamento do efluente. Este reator foi projetado, construído e utilizado por Valdez (2016) em seu trabalho de mestrado, tendo volume de aproximadamente 640 litros, altura de quatro metros e diâmetro de 450 mm

Após o tratamento em reator UASB, o efluente era encaminhado aos fotobiorreatores. A obtenção do efluente com o qual se procedeu as análises de otimização da coagulação e sedimentação foi proveniente dos fotobiorreatores. Para coleta deste, utilizou-se galões de 20 litros que foram transportados até o Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR).

### 4.2. FOTOBIORREATORES

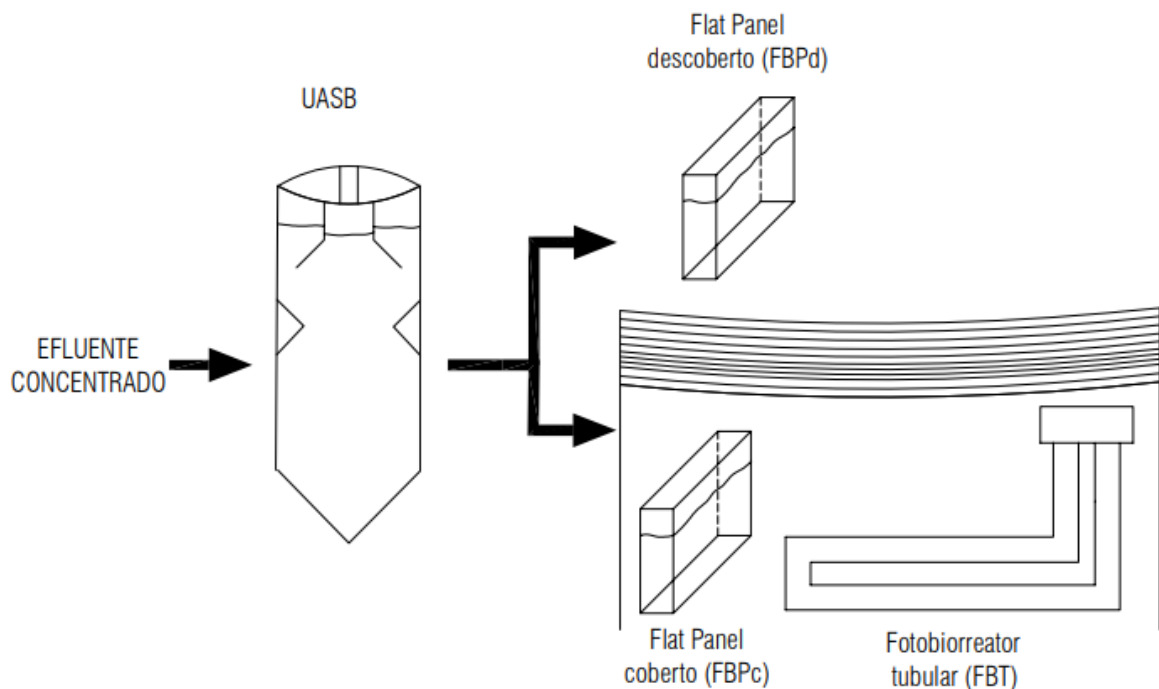
Como pós tratamento do efluente do reator UASB, esta pesquisa utilizou dois tipos de FBs, sendo um FBT, projetado por Ferrer (2017) e utilizado em seu mestrado, e outros dois tipo FBP proveniente do trabalho de doutorado de Sacchi (2015). O presente trabalho foi desenvolvido âmbito da pesquisa “Recuperação de nitrogênio e fósforo de água residuária em processo combinado reator UASB e fotobiorreator” que também tem a participação da mestranda Emmanuelle Machado Maia Nogueira Lima e da pós-doutoranda Ana Paula Erbeta Sueitt, as quais utilizavam também os efluentes dos três fotobiorreatores em suas pesquisas.

Os ensaios de coagulação e sedimentação foram feitos para os dois modelos de fotobiorreatores, pois devido às diferenças de escoamento e forma entre estes, seria esperado condições diferentes de coagulação e sedimentação, assim como a quantidade de microalgas.

O fotobiorreator tubular foi construído em PVC rígido transparente de 48 mm de diâmetro interno e 70 m de comprimento, dividido em dois setores de 35 m cada, e dois tubos de PVC opaco de 3 m de altura ligado a cada setor totalizando um volume de 211 litros. No topo da coluna de PVC havia uma caixa de mistura, alimentação, inspeção e descarte do efluente excedente, de onde se realizava a coleta. A mistura interna era realizada por meio de injeção de ar comprimido próximo a base da coluna de PVC. O ar comprimido misturava o efluente do reator UASB com as microalgas do FBT.

Em relação aos FBPs cada um foi submetido a condições de luminosidade diferenciadas, sendo que um ficou exposto diretamente à radiação solar, sendo denominado no presente trabalho como fotobiorreator descoberto (FBP<sub>d</sub>), e o outro estava coberto por uma estrutura feita com sombrite 40 %, referido como fotobiorreator coberto (FBP<sub>c</sub>). O sistema contendo os fotobiorreatores está representado na Figura 4 e recebia efluente de forma contínua.

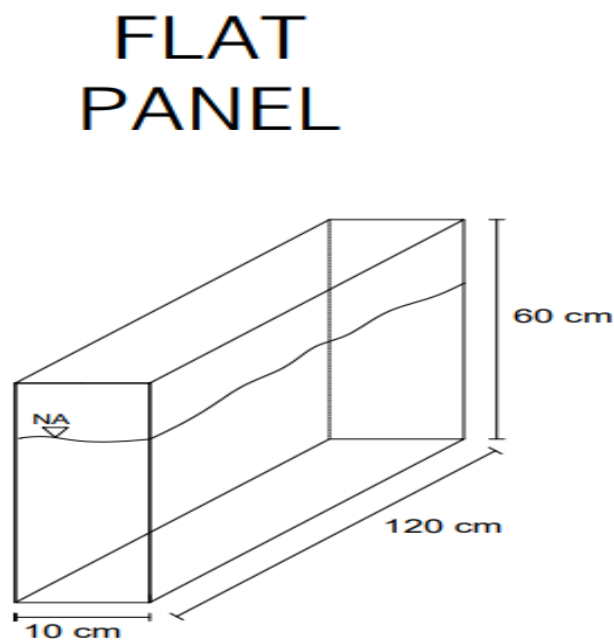
Figura 4 - Representação do sistema contendo reator UASB com pós tratamento composto por fotobiorreatores tipo *Flat Panel*, coberto e descoberto (FBP<sub>c</sub> e FBP<sub>d</sub>), e fotobiorreator tubular (FBT)



A eficiência de separação da biomassa utilizando os coagulantes naturais foi comparada entre os três fotobiorreatores.

Os FBPs possuem volume útil de 50 L com forma geométrica de paralelepípedo (dimensões: 120 cm de largura, 60 cm de altura, 10 cm de profundidade) construídos em acrílico Figura 5. Devido aos tempos de retenção celular, que foram de 6 e 8 dias, a quantidade de efluente, em fluxo contínuo disponível para os ensaios de coagulação e sedimentação era reduzida. Portanto, estas análises foram feitas apenas quando houve descarte da biomassa ou quando o tempo de retenção celular foi alterado. O descarte de efluente se realizava depois de sete semanas de fluxo contínuo de operação, com a finalidade de reinoculação das microalgas e posterior alteração do TDH.

Figura 5 - Dimensões dos fotobiorreatores planos coberto e descoberto (FBPc e FBPd)



Fonte: O Autor

Em se tratando da coleta de efluente do FBT, esta era realizada durante 24 horas, pois devido à baixa vazão efluente necessitava-se de longos tempos de coleta para se obter volume suficiente de efluente para os ensaios de coagulação e sedimentação. Desta forma, a coleta iniciava-se no dia anterior aos ensaios de otimização, deixando-se 2 galões de 20 litros cada um conectado a uma mangueira que coletava efluente do dispositivo de saída de efluente de cada setor do FBT. Para que ao longo do tempo de coleta o efluente não ficasse passível de sofrer alterações devido à incidência de radiação solar nos períodos da manhã e tarde e sofrer variação



brusca de temperatura no período noturno, ambos os galões de coleta eram armazenados em uma caixa térmica.

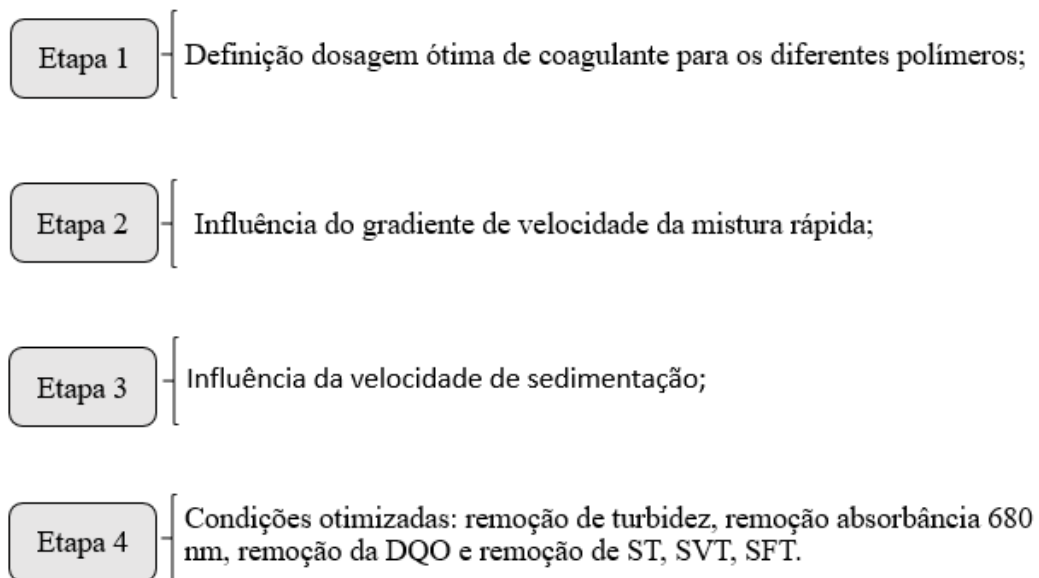
### 4.3. VARIAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO

A fim de se verificar a influência da fase de crescimento das microalgas nos processos de coagulação e sedimentação, foram feitos ensaios com o TDH de 6 e 8 dias.

### 4.4. ANÁLISE DE EFICIÊNCIA DE COAGULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO

O processo de otimização da coagulação e da sedimentação foi realizado em quatro etapas, conforme a Figura 6.

Figura 6 - Descrição das etapas realizadas para otimização da coagulação e sedimentação



Fonte: O Autor

Para cada uma das etapas, variou-se alguns parâmetros e manteve-se outros conforme o objetivo da etapa, os procedimentos estão descritos na Tabela 1 e estão baseados de acordo com Guimarães (1987) e Mendes (1989). É válido ressaltar que todas as etapas foram realizadas com efluente coletado no mesmo dia da otimização e que não houve alteração do pH em nenhuma

das etapas Os equipamentos e procedimentos utilizados nas análises estão relacionados na Tabela 2.

Tabela 1 - Etapas do ensaio de coagulação e sedimentação com efluente do fotobiorreator

<b>Etapa</b>	<b>Parâmetros variados</b>	<b>Parâmetros mantidos fixos</b>	<b>Análises</b>
<b>1 Dosagem ótima de coagulante</b>	DC	pH, Tm, Gm <sub>rap</sub> , Vs	Turbidez
<b>2 Influência do gradiente de velocidade da mistura rápida</b>	Gm <sub>rap</sub>	DOC, Tm, pH, Vs	Turbidez
<b>3 Influência da velocidade de sedimentação</b>	Vs	DOC, Tm, pH, Gm <sub>rap</sub>	Turbidez
<b>4 Condições otimizadas</b>		Vs, DOC, Tm, pH, Gm <sub>rap</sub>	SVT, SFT, ST, turbidez, absorbância e DQO

Fonte: O autor

Legenda: DC: dosagem de coagulante; DOC: dosagem ótima de coagulante; Tm: tempo de mistura; Gm<sub>rap</sub>: gradiente de velocidade de mistura rápida; Vs: velocidade de sedimentação; SVT: sólidos voláteis totais; SFT sólidos fixos totais; ST: sólidos totais; DQO: demanda química de oxigênio.

Tabela 2 - Análises realizadas e seus métodos e equipamentos utilizados

<b>Análise</b>	<b>Método / equipamento</b>
<b>pH</b>	pHmetro
<b>Turbidez</b>	Turbidímetro Hach 2100 N
<b>Absorbância 680 nm</b>	Espectrofotômetro DR 5000
<b>SVT, SFT e ST</b>	APHA (2012)
<b>DQO</b>	APHA (2012)

Fonte: O Autor

Legenda: SVT: sólidos voláteis totais; SFT sólidos fixos totais; ST: sólidos totais; DQO: demanda química de oxigênio.

#### 4.4.1. Absorbância em comprimento de onda de 680 nm

Fez-se a mensuração da absorvância em comprimento de onda de 680 nm, pois neste comprimento há, segundo Ugwu; Ogbonna; Tanaka, (2005), Ruiz et al., (2011), uma correspondência com a concentração das microalgas. Ainda, Vieira (2016) relata que a clorofila-*a* presente na célula microalgal tem grande absorção neste comprimento do espectro.

## **4.5. PREPARO DOS COAGULANTES**

### **4.5.1. Preparo do coagulante natural a base de tanino**

Para o preparo do coagulante a base de tanino, utilizou-se o polímero em pó Tanfloc SH cedido pela empresa TANAC. Inicialmente pesou-se cinco gramas (g), do referido polímero e procedeu-se com a diluição em 100 mL de água destilada em béquer de volume de 200 mL. Em seguida mergulhou-se uma barra magnética para agitação e transferiu-se o béquer para um agitador magnético. A solução permaneceu em agitação durante dois minutos, tempo necessário para a completa diluição do coagulante, tornando-o pronto para uso.

### **4.5.2. Preparo do coagulante natural a base de semente de *M. oleifera***

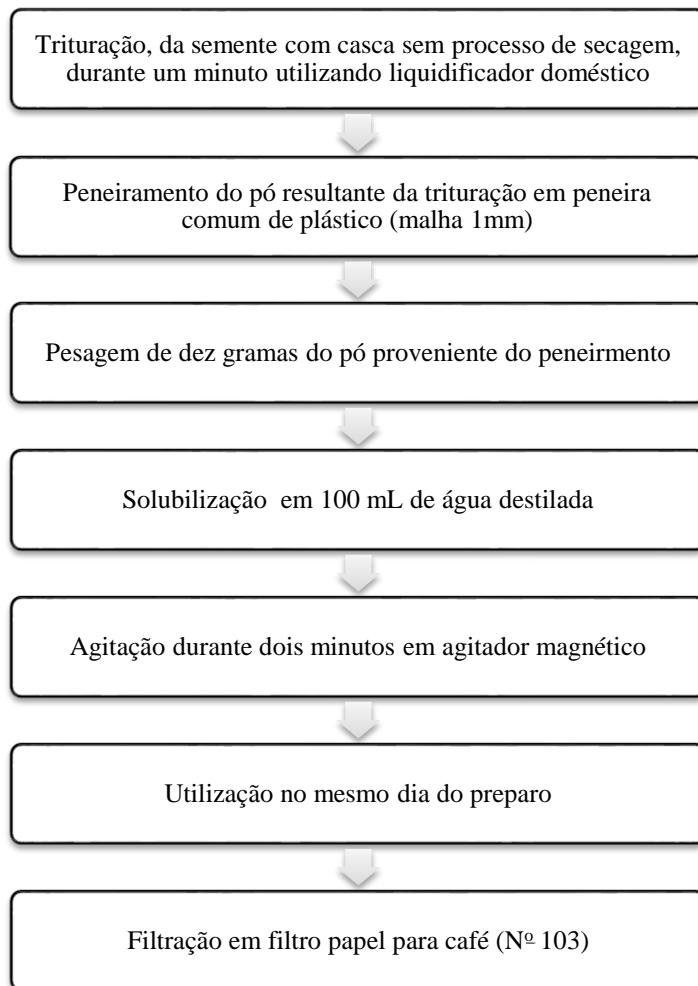
As sementes de *M. oleifera* (MO) foram obtidas no mercado nacional. Para o preparo da solução foram consultados os métodos disponíveis na literatura sobre o assunto. Verificou-se que existem amplas possibilidades de preparação da solução coagulante, desta forma optou-se por uma que possuísse métodos e equipamentos mais acessíveis fora do ambiente de laboratório.

Dentro das possibilidades realizou-se uma combinação de métodos e materiais de acordo com Arantes, Ribeiro, Paterniani, (2012); lo Monaco et al. (2012) e Franco et al. (2017), que resultou na metodologia exemplificada na Figura 7.

Em relação à filtração em filtro de papel para café ressalta-se que Franco et al. (2017) realizou esta etapa em membrana com porosidade de 125 µm. Porém no presente trabalho não havia disponibilidade de membrana com tal porosidade em laboratório. Desta forma utilizou-se inicialmente membrana com porosidade 1,25µm. Com o intuito de compor um procedimento de preparo do coagulante com a utilização de materiais facilmente encontrados em mercados, comparou-se a eficiência do processo de preparo da membrana com porosidade 1,25 µm e quando utilizou-se filtro de papel para café, sendo que o resultado obtido pelo preparo por estes

dois métodos foi o mesmo. Por se tratar de um processo que pode ser realizado com instrumentos mais simples, optou-se por realizar a filtração em filtro de papel para café.

Figura 7 - Metodologia de preparo da solução do coagulante de semente de MO



Fonte: O Autor

#### 4.6. DOSAGEM ÓTIMA DE COAGULANTE

Os ensaios de coagulação e sedimentação foram feitos no equipamento Jarrest disponível no LATAR representado pela Figura 8.

Figura 8 - Jartest do Laboratório de Tratamento Avançado de Águas Residuária (Latar)



Fonte: O Autor

Nesta etapa do ensaio de otimização foram mantidos fixos os parâmetros: pH, tempo de mistura rápida, tempo de mistura lenta (quando utilizada a MO), gradiente de mistura rápida, gradiente de mistura lenta (etapa presente apenas para a MO) e velocidade de sedimentação, com tempo de sedimentação de meia hora.

Antes do início do ensaio da dosagem ótima de coagulante o pH do efluente era medido. Este parâmetro foi mantido fixo, pois se pretendia estabelecer procedimentos simples para a coagulação e sedimentação. Em seguida eram transferidos dois litros de efluente para cada jarro do Jarrest, em número suficiente para obter um intervalo de dosagem o qual fornecesse remoção satisfatória de turbidez. Para tal, utilizou-se a Equação 1 no cálculo da eficiência de remoção de turbidez:

$$E = \left(1 - \frac{T_f}{T_0}\right) * 100 \quad (2)$$

E: eficiência de remoção (%);

$T_f$ : turbidez do clarificado após coagulação e sedimentação (NTU);

$T_0$ : turbidez inicial do efluente (NTU).

#### 4.6.1. Dosagem ótima Tanfloc SH

Com a amostra do efluente disposta no Jarrest, acrescentou-se a solução de Tanfloc para determinação da dosagem ótima. Em seguida, após a etapa de mistura rápida, as amostras ficaram sedimentando por 30 minutos, que corresponde a velocidade de sedimentação de 0,250 cm/min. Transcorrido o tempo, coletaram-se amostras do sobrenadante dos jarros do Jarrest

para análises de turbidez e absorvância em comprimento de onda de 680 nm utilizadas como variáveis de controle. A amostra que forneceu a melhor eficiência de remoção de turbidez, pré-determinada em 95% para o referido coagulante, foi considerada como sendo a dosagem ótima de coagulante. Nessa pesquisa o uso do termo dosagem ótima é referente ao atendimento do critério de decisão, que não necessariamente é a condição que resultou na eficiência máxima possível.

Em todas as análises concernentes a otimização dos parâmetros de coagulação e sedimentação utilizando Tanfloc SH não houve etapa de mistura lenta correspondente à floculação. Sendo assim, procedeu-se apenas a realização da etapa de otimização do gradiente de mistura rápida ( $G_{m_{rap}}$ ). Esta etapa teve tempo de mistura fixado em 1,0 minuto e  $G_{m_{rap}}$  200 rpm.

#### **4.6.2. Dosagem ótima *M. oleifera***

Inicialmente para análise da dosagem ótima de MO tentou-se reproduzir as condições de coagulação e sedimentação semelhantes ao procedimento do Tanfloc SH. Porém, verificou-se que diferentemente deste, somente a coagulação do efluente utilizando MO não foi suficiente e sendo necessária a etapa adicional de floculação, pois na ausência desta a floculação e conseqüentemente a sedimentação não ocorriam.

Dessa forma, utilizou-se método baseado em Franco et al. (2017) que estabeleceu o gradiente de mistura rápida em 280 rpm e também o gradiente de mistura lenta em 40 rpm, durante dois e trinta minutos, respectivamente. Após a mistura rápida e lenta os rotores foram desligados e a amostra foi deixada sedimentando durante uma hora, correspondendo a uma velocidade de sedimentação de 0,125 cm/min. Transcorrido o tempo de sedimentação, foram coletadas as amostras para leitura de turbidez e absorvância em comprimento de onda de 680 nm.

Como critério de decisão para a otimização do processo de coagulação e floculação adotou-se o valor de 90 % de remoção de turbidez, considerando que este valor já forneceria efluente com baixa turbidez ao mesmo tempo que evitaria dosagens elevadas de coagulante.

#### **4.7. INFLUÊNCIA DO GRADIENTE DE MISTURA RÁPIDA**

Determinada a dosagem ótima de coagulante verificou-se a influência do gradiente de mistura rápida na coagulação. Nesta etapa, foram vertidos 2 L do efluente no frasco do Jarrest e programado um valor fixo do gradiente de velocidade. Repetiu-se o procedimento para cada uma das amostras individualmente alterando o gradiente de velocidade para cada uma das amostras devido a não possibilidade da realização dos cinco ensaios simultâneos com gradientes variados. A dosagem de coagulante utilizada em cada amostra foi a dosagem ótima do coagulante obtida do procedimento anterior. Após a mistura rápida cada amostra sedimentou por tempo determinado antes que houvesse a ressuspensão do lodo na coluna líquida. Transcorrida a sedimentação, a influência do gradiente de velocidade foi analisada pela turbidez remanescente, utilizando o mesmo método e equipamento do passo anterior. O gradiente de mistura rápida que teve eficiência superior a pré-estabelecida, de 95 e 90 % para Tanfloc e MO respectivamente, representa o gradiente otimizado de mistura rápida, sendo este o escolhido para os próximos ensaios.

#### **4.8. VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO**

Para análise da sedimentabilidade do lodo, avaliou-se a influência da velocidade de sedimentação. O cálculo de tal variável se deu com a adaptação a partir de Santos (2015).

Primeiramente, realizou-se a coagulação de 2 L de efluente aplicando-se a dosagem ótima de coagulante e gradiente de velocidade determinados nos procedimentos anteriores. A contagem do tempo iniciou após concluída a mistura rápida. A coleta do efluente foi feita de dez em dez minutos, de acordo com a velocidade de sedimentação durante o período de uma hora e ocorreu através da abertura de uma mangueira que se encontra interligada com um orifício lateral da coluna de sedimentação. A altura inicial entre o local de coleta e a altura do líquido era de 7,5 cm. Cada tempo de coleta  $t$  foi relacionado com a velocidade de sedimentação, como demonstrado na Equação 2:

$$T_c = \frac{(7,5-h)}{V_s} \quad (2)$$

$T_c$ : tempo que será realizada a coleta (s);

$h$ : alteração da altura ocasionada pela coleta do efluente clarificado (cm);

$V_s$ : velocidade de sedimentação (cm/s).

Como para a determinação da velocidade de sedimentação há influência do volume retirado de cada amostra, padronizou-se o volume de 50 mL por coleta e respectivo tempo de realização. As velocidades de sedimentação correspondentes a cada tempo de coleta encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3 - Velocidade de sedimentação ( $\text{m.dia}^{-1}$ ) correspondente a cada tempo de coleta (min)

Tempo de coleta	Velocidade de sedimentação
0	0
10	10,3
20	4,9
30	3,1
40	2,2
50	1,7
60	1,3

Fonte: O Autor

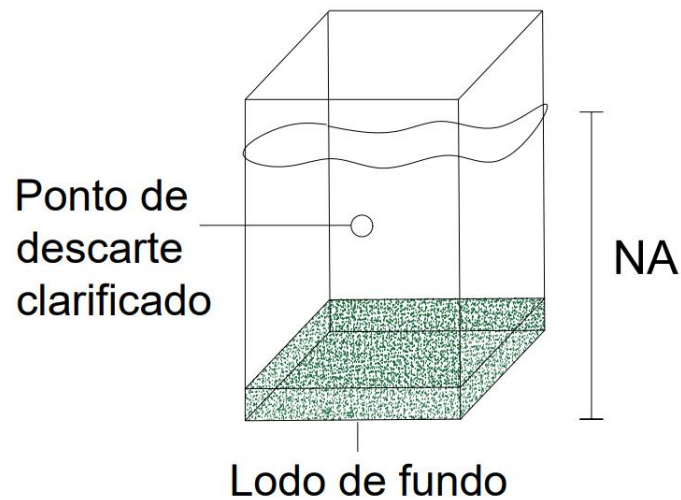
Baseado em Santos (2001), a análise da eficiência de remoção da biomassa foi avaliada por meio da análise de turbidez. Assim como para a otimização da dosagem e gradiente de mistura rápida, adotou-se o intervalo de tempo que forneceu 95 e 90 % de eficiência de remoção de turbidez para os coagulantes Tanfloc SH e MO.

#### 4.9. CONDIÇÕES OTIMIZADAS

Após a conclusão dos ensaios de otimização da coagulação e de sedimentação, verificou-se a eficiência do processo otimizado sobre a remoção de ST, SFT, SVT, turbidez, DQO e absorvância em comprimento de onda de 680 nm. A série de sólidos teve como objetivo a quantificação da remoção de biomassa. Desta forma, com os ensaios otimizados, realizou-se novamente o processo de coagulação e sedimentação, e após o tempo correspondente à velocidade de sedimentação todo sobrenadante foi retirado cuidadosamente, inicialmente a através do orifício lateral do próprio jarro do Jartest (Figura 9) e posteriormente retirado com o auxílio de uma seringa evitando ao máximo a ressuspensão da biomassa algal de fundo no jarro.



Figura 9 - Representação jarro do Jarrest utilizado para a coleta do lodo de fundo após coagulação e sedimentação para análise de SST, SVT e SFT



Fonte: O Autor

Realizada a retirada do clarificado, com o auxílio de uma proveta graduada verteram-se volumes predeterminados do lodo recuperado nos cadinhos de porcelana, todos em triplicata, para a determinação dos Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Voláteis Totais e Sólidos Fixos Totais.

#### **4.10. RESSUSPENSÃO DA BIOMASSA ALGAL**

Para determinação do tempo de ressuspensão da biomassa algal foi realizado novamente o processo de coagulação descrito nos passos anteriores com os respectivos parâmetros da otimização da coagulação e sedimentação definidos. Porém nesta análise, após a coagulação, o efluente sedimentou no jarro do Jarrest durante 24 horas para verificar se a ressuspensão do lodo ocorreria. A constatação da ressuspensão ou não do lodo foi realizada visualmente.

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1. OTIMIZAÇÃO DA COAGULAÇÃO UTILIZANDO TANFLOC SH COMO COAGULANTE**

#### **5.1.1. Fotobiorreator tubular**

##### **5.1.1.1. Remoção de microalgas de efluente de fotobiorreator do tipo tubular (FBT) com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante**

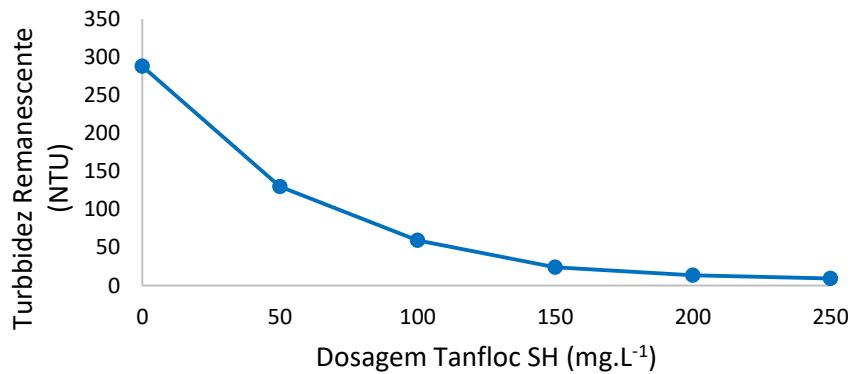
A análise da remoção de microalgas para o FBT com TDH de 6 dias marcou o início da pesquisa. Nessa etapa foi priorizado o ajuste dos procedimentos de coleta de amostra relacionados à preservação e volume necessário para a realização dos ensaios e do tempo necessário para a realização das análises físicas e químicas empregadas para a caracterização do afluente e do efluente tratado. Por esse motivo não foram coletadas amostras nos outros FBs.

O efluente do FBT, no primeiro ensaio, apresentou turbidez de 288 NTU e pH de 6,67 e foram adotadas as dosagens preliminares no intervalo variando de 50 a 250 mg.L<sup>-1</sup>. Os ensaios foram feitos conforme descrito no item 4.6.1.

Os resultado referentes à turbidez remanescente após a sedimentação estão apresentados na Figura 10.

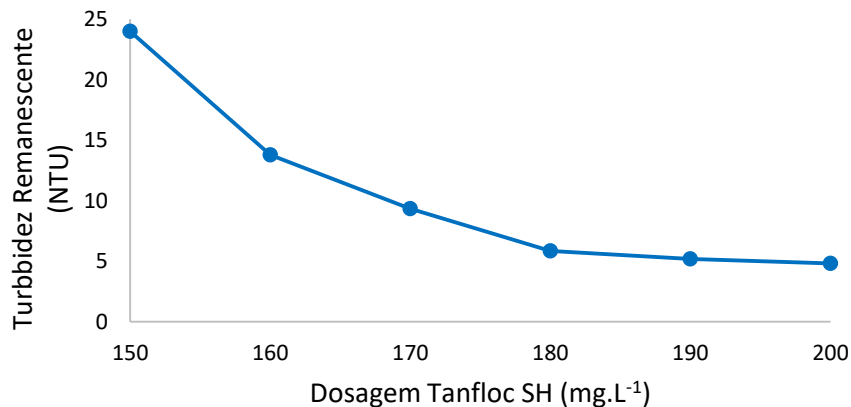
De acordo com a curva de turbidez remanescente, nota-se que após a dosagem de 100 mg.L<sup>-1</sup> de Tanfloc SH obteve-se os menores valores de turbidez sendo que a dosagem ótima de coagulante estaria compreendida entre 150 e 200 mg.L<sup>-1</sup>. Desta forma, fez-se novamente o ensaio de coagulação dessa vez com a intenção de variar a dosagem neste intervalo (Figura 11).

Figura 10 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), faixa variando de 50 até  $250 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação, de efluente de FBT com TDH de 6 dias, com  $G_{\text{rap}}$  de 200 rpm durante um minuto e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



Fonte: O Autor

Figura 11 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), variando de 150 até  $200 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação, de efluente de FBT com TDH de 6 dias, com  $G_{\text{rap}}$  de 200 rpm durante um minuto e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$

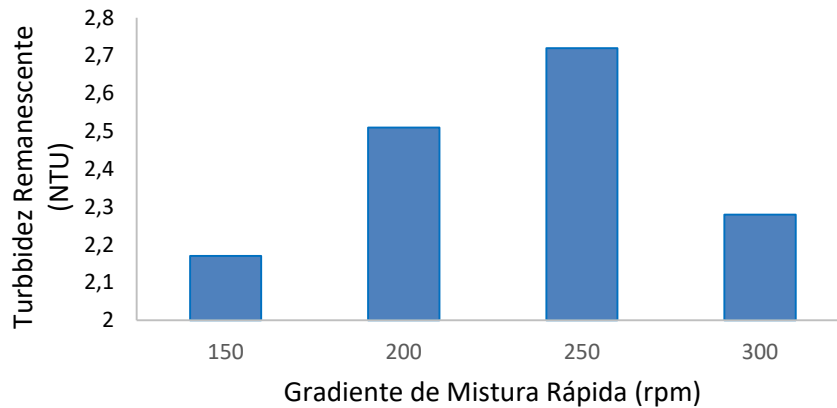


Fonte: O Autor

De acordo com os resultados obtidos a dosagem ótima de coagulante foi de  $160 \text{ mg.L}^{-1}$ , com eficiência de 95,2 % de remoção de turbidez. Os resultados obtidos por Hesse (2016), que investigou a dosagem ótima de Tanfloc para coagulação de efluente de fotobiorreator tipo *Air lift* variando a dosagem de coagulante e de biomassa mantendo o pH em 7, são semelhantes aos obtidos nessa pesquisa. Hesse (2016) utilizou de superfícies de resposta e curva de contorno para obter a dosagem ótima de polímero. O resultado encontrado foi que para biomassa variando de  $0,2 \text{ g.L}^{-1}$  até  $0,6 \text{ g.L}^{-1}$  a concentração ótima do Tanfloc ficou entre 80 e  $150 \text{ mg.L}^{-1}$ .

O  $Gm_{rap}$  foi variado de 150 a 300 rpm (Figura 12) com o objetivo de avaliar a intensidade da mistura na eficiência da remoção de turbidez. Os ensaios foram feitos com a dosagem de Tanfloc SH fixada em 160 mg/L e tempo de mistura rápida de 1,0 minuto.

Figura 12 - Influência do  $Gm_{rap}$  (rpm), com tempo de mistura de 1,0 minuto, na coagulação e sedimentação de efluente de FBT com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $160 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



Fonte: O Autor

Pela Figura 13 nota-se que houve elevada eficiência de remoção de turbidez para o  $Gm_{rap}$  de 150 rpm (99,2 %), portanto escolheu-se esta como condição otimizada. O aumento do  $Gm_{rap}$  causou perda de eficiência de remoção de turbidez, resultando em maiores valores remanescentes no efluente. A turbidez remanescente voltou a diminuir com  $Gm_{rap}$  de 300 rpm.

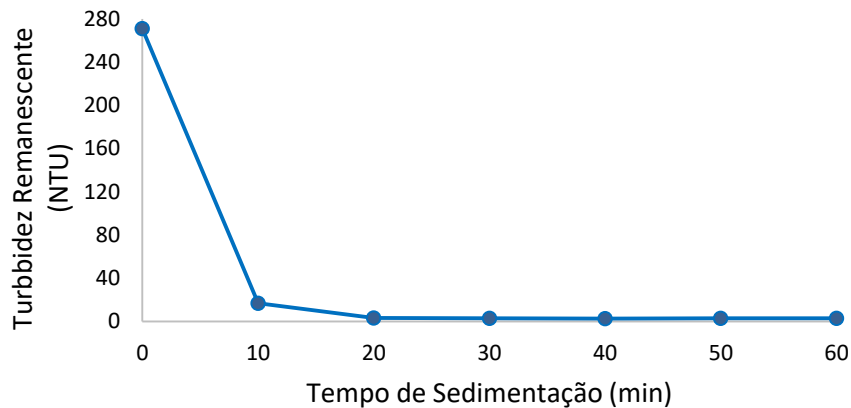
Não foi possível analisar menores  $Gm_{rap}$  devido à escassez de efluente coletado, decidindo-se, portanto, continuar o processo de otimização em outros ensaios.

A próxima etapa otimizada foi a de tempo de sedimentação, que indiretamente indica a velocidade de sedimentação. Os ensaios foram repetidos utilizando a dosagem, gradiente de mistura rápida e tempo de mistura que forneceu a menor turbidez remanescente. As amostras coaguladas foram coletadas em diferentes tempos de sedimentação e os resultados da turbidez remanescente estão apresentados na Figura 13.

Para velocidades de sedimentação menores que  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$  praticamente não houve mais remoção de turbidez, alcançando-se 98,8 %. Este resultado está de acordo com Hameed et al. (2016) que analisaram a influência do tempo de sedimentação após floculação de efluente doméstico utilizando Tanfloc SG como coagulante. Nesse estudo a coleta foi feita em dois pontos diferentes de profundidade do jarro de Jartest, um a dois centímetros e outro a 8 centímetros, após 10 minutos de sedimentação, relatando que não houve diferença de turbidez

entre estes dois pontos concluindo que menores velocidades de sedimentação não implicariam em remoções mais significativas, alcançando eficiência de 92,7 % de remoção da turbidez.

Figura 13 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBT com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $160 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $G_{\text{rap}}$  de 150 rpm



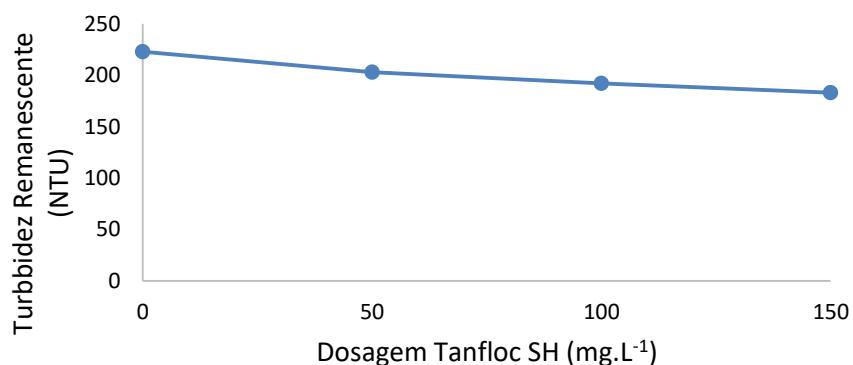
Fonte: O Autor

De acordo com a Figura 13, a eficiência de remoção de turbidez, correspondente a velocidade de sedimentação de  $10,3 \text{ m.dia}^{-1}$  não há incremento de remoção. Esta diferença entre os tempos do experimento de Hameed et al. (2016) e este estudo aqui relatado pode ser justificada pois no primeiro houve etapa de floculação possibilitando assim flocos de maiores dimensões implicando em maior velocidade de sedimentação.

#### **5.1.1.2. Remoção de microalgas de efluente de fotobiorreator do tipo tubular com tempo de detenção hidráulico de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante**

O procedimento de otimização da coagulação e sedimentação do efluente do FBT foi feito utilizando efluente com turbidez de 223 NTU e pH de 9,3. Inicialmente foram testadas as dosagens de polímero Tanfloc SH variando de 50 a  $200 \text{ mg.L}^{-1}$ , porém após o término da coagulação e transcorridos 30 minutos ( $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ ), visualmente não houve coagulação e nem sedimentação (Figura 14).

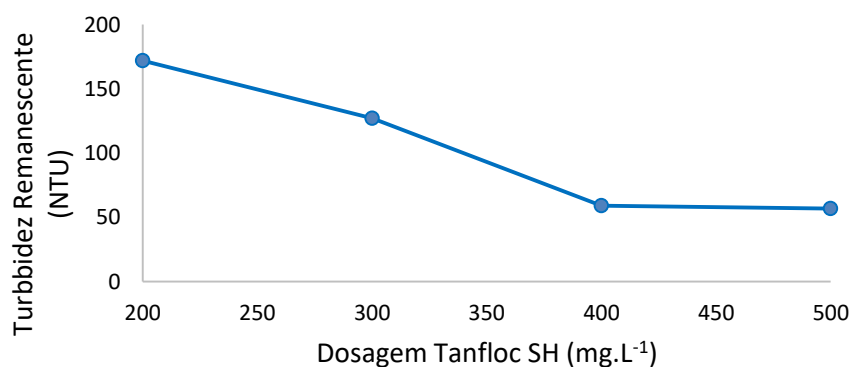
Figura 14 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 0 a  $150 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBT com TDH de 8 dias, com  $G_{\text{rap}}$  de 200 rpm durante um minuto e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



Fonte: O Autor

Então procedeu-se com o aumento da dosagem, investigando-se agora as dosagens de 150; 200; 300; 400 e  $500 \text{ mg.L}^{-1}$ . Após realização da mistura rápida em 200 rpm durante um minuto cessou-se a agitação e foi deixado o efluente sedimentar pelo período de 30 minutos ( $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ ). Transcorrido o tempo de sedimentação foram coletadas as amostras referentes às cinco dosagens para a análise de turbidez remanescente (Figura 15).

Figura 15 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), variando de 200 a  $500 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBT com TDH de 8 dias, com  $G_{\text{rap}}$  de 200 rpm durante um minuto e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



Fonte: O Autor

Dos valores obtidos nenhum atendeu ao critério de eficiência de remoção de turbidez, estabelecido em 95 %, para o coagulante em questão. Observa-se que houve a gradativa

diminuição da turbidez juntamente com o aumento da dosagem até 400 mg.L<sup>-1</sup>. Porém no intervalo deste valor até 500 mg.L<sup>-1</sup> não houve remoção adicional significativa da turbidez, alcançando assim eficiência máxima de 74,6 % para tal dosagem. Frente a este acontecimento, de certa forma inesperado, admitiu-se que dosagens superiores a 500 mg.L<sup>-1</sup> não seriam vantajosas para coagulação do efluente de FBT. Desta forma, não se procedeu com as próximas etapas do processo de otimização da coagulação e sedimentação.

O resultado não condiz com o que foi relatado por Gutiérrez et al. (2015) em estudo realizado em fotobiorreator estilo *Raceway Pond* com TDH de 8 dias, utilizando o polímero Tanfloc SG, obteve-se eficiências que variaram de 51,3 a 93,3 % para dosagens de 10 a 50 mg.L<sup>-1</sup> após sedimentação. Porém, neste trabalho os autores utilizaram além da mistura rápida uma etapa adicional de mistura lenta correspondente a floculação podendo ter influenciado na melhor eficiência para menores dosagens de coagulante.

Uma explicação que pode justificar essa diferença entre resultados seria a composição do próprio efluente em análise. Outro aspecto, também mencionado por Gutiérrez et al. (2015), seria a faixa ótima de pH de atuação do coagulante mencionada sendo entre 4,5 e 8 para o Tanfloc. Hesse (2016) analisou a interação entre o pH de coagulação e a concentração de biomassa utilizando Tanfloc SG como coagulante com dosagem fixa de 125 mg.L<sup>-1</sup>. Os resultados obtidos indicaram que a faixa ótima de pH foi de 4,5 a 9 para altas concentrações de biomassa.

O critério adotado para definição da melhor dosagem foi a remoção de 95% de turbidez e nesse ensaio nenhuma das dosagens usadas atendeu a este critério. Não foi possível repetir o ensaio com TDH de 8 horas para confirmar se esse comportamento seria mantido, devido a problemas operacionais na instalação experimental (defeitos no compressor de ar, quebra de tubos do FBT e ao isolamento imposto pela epidemia de covid-19).

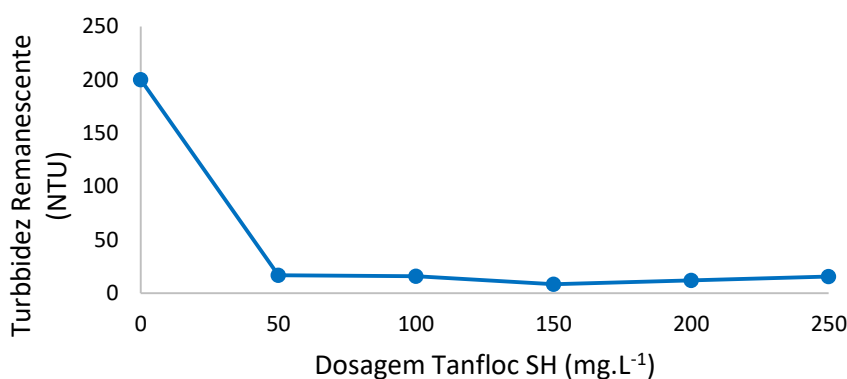
Considerando os resultados a melhor remoção de turbidez com uso de Tanfloc SH foi obtida com o efluente proveniente do TDH de 6 dias indicando que o aumento do TDH poderá resultar em efluente menos propenso à remoção das algas por sedimentação.

## 5.1.2. Fotobiorreator tipo Flat Panel (FBPd) exposto à radiação solar direta

### 5.1.2.1. Remoção de biomassa algal de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel exposto à radiação solar direta com tempo de detenção hidráulico de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante

Inicialmente para investigação da dosagem ótima de coagulante buscou-se uma ampla dosagem, variando-a de 50 até 250 mg.L<sup>-1</sup> em intervalos de 50 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 16). O efluente em análise estava com turbidez de 200 NTU e pH de 8,4.

Figura 16 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH (mg.L<sup>-1</sup>), com dosagem variando de 50 a 250 mg.L<sup>-1</sup>, e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPd com TDH de 6 dias, com  $G_{rap}$  de 200 rpm durante um minuto e  $V_s$  de 3,1 m.dia<sup>-1</sup>



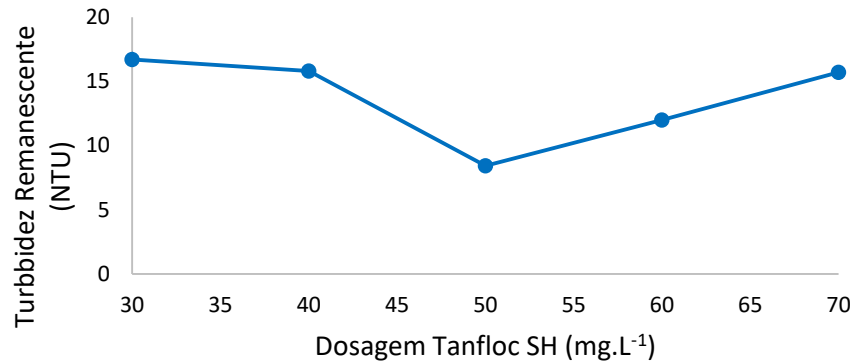
Fonte: O Autor

Logo na primeira tentativa a dosagem de 50 mg.L<sup>-1</sup> forneceu eficiência de 95,8 % de remoção de turbidez, atendendo ao critério de definição de dosagem (95% de remoção de turbidez). Porém, decidiu-se verificar se não haveria alguma dosagem próxima de 50 mg.L<sup>-1</sup> que poderia fornecer ainda eficiência superior a 95 %. O que se obteve foram valores de turbidez ligeiramente superiores em relação à dosagem de 50 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 17).

A não conformidade com o esperado pode ser atribuída a procedimentos experimentais ou a própria repetição realizada com outra batelada com amostra diferente da anterior. Desta forma adotou-se a dosagem de 50 mg.L<sup>-1</sup> para as próximas etapas de otimização. Gutiérrez et al. (2015), que avaliaram a dosagem ótima de Tanfloc SG para remoção de turbidez de efluente de fotobiorreator estilo *Raceway Pond*, obtiveram remoção de turbidez igual ao deste trabalho para dosagem de 50 mg L<sup>-1</sup>.



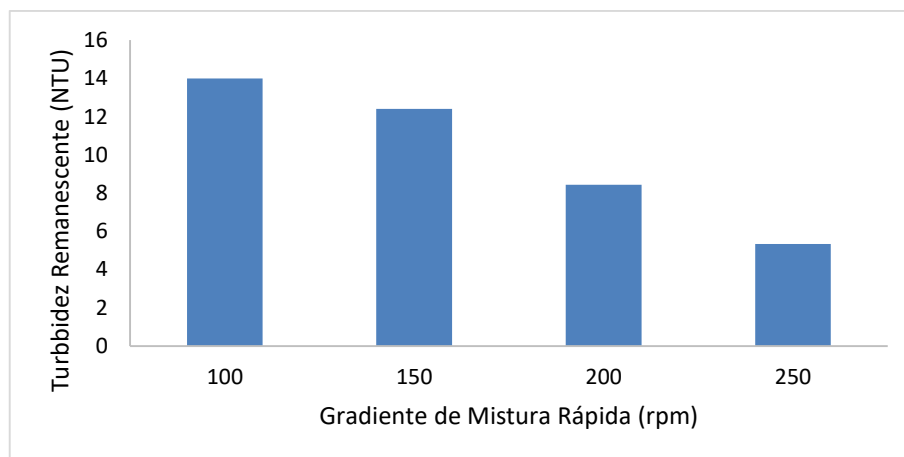
Figura 17 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 40 a 700  $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 6 dias, com  $G_{m_{\text{rap}}}$  de 200 rpm durante um minuto e  $V_s$  de 3,1  $\text{m.dia}^{-1}$



Fonte: O Autor

Na análise do  $G_{m_{\text{rap}}}$  foram testados quatro gradientes referentes às velocidades de mistura, a saber 100; 150; 200 e 250 rpm (Figura 18).

Figura 18 - Influência do  $G_{m_{\text{rap}}}$  (rpm), com tempo de mistura de 1,0 minuto, na coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH, com dosagem ótima de 50  $\text{mg.L}^{-1}$ , como coagulante, com  $V_s$  de 3,1  $\text{m.dia}^{-1}$



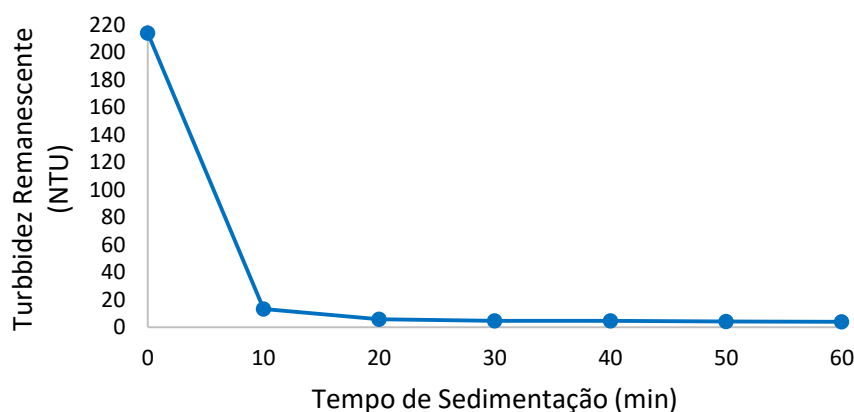
Fonte: O Autor

De acordo com os valores de turbidez remanescente obtidos, nota-se que houve um aumento na eficiência de remoção com o aumento do gradiente de velocidade, sendo a menor turbidez obtida correspondente ao  $G_{m_{\text{rap}}}$  de 250 rpm com 97,3 % de eficiência de remoção. Porém, o  $G_{m_{\text{rap}}}$  de 200 rpm, com 95,8 % de eficiência de remoção de turbidez atendeu ao

critério adotado (95% de remoção de turbidez), sendo portanto adotado como parâmetro otimizado.

Em estudo sobre floculação de efluente doméstico realizado por Hameed et al. (2016), investigou-se o efeito do gradiente de velocidade da mistura lenta, testando gradientes de 60, 80 e 100 rpm, e tempos de mistura em 2,0; 6,0 e 10,0 minutos para cada gradiente de velocidade. O gradiente de mistura rápida foi fixado em 200 rpm com tempo de mistura de 1,0 minuto. Os resultados indicaram que quanto maior o gradiente e tempo de mistura da mistura lenta (floculação), maior a eficiência de remoção da turbidez. No resultado representado na Figura 19 nota-se que a coagulação seguida da sedimentação, sem o processo da floculação, é capaz de fornecer elevadas eficiências de remoção de turbidez.

Figura 19 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBPd com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $G_{\text{rap}}$  de 200 rpm



Fonte: O Autor

Pelo exposto da Figura 19 é possível ver que no tempo igual a dez minutos de sedimentação o valor da turbidez já estava baixo (13 NTU). A sedimentação prosseguiu e a remoção de turbidez no tempo de sedimentação de 20 minutos foi de 97,3 %, superior aos 95% de remoção fixada como critério para definição da velocidade de sedimentação, adotando então a velocidade de  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$  como parâmetro otimizado.

O resultado encontra-se de acordo com estudo realizado por Gutiérrez et al. (2015), de coagulação e sedimentação de efluente proveniente de *Raceway Pond*, no qual foi avaliada a influência do tempo de sedimentação na remoção de turbidez. Estes autores plotaram curvas de isorrendimento da remoção de turbidez ao longo do tempo, para diferentes profundidades do jarro de Jartest. Estes autores relataram que para qualquer das curvas de isorrendimento, fixadas

em 80; 85; 90 e 95 %, a remoção de turbidez ocorreu apenas nos primeiros 20 minutos de sedimentação, não havendo mais a diminuição de turbidez residual para tempos maiores que 20 minutos.

Após otimização de todos os parâmetros de coagulação e sedimentação, prosseguiu-se com análise de eficiência de remoção de turbidez, absorvância em comprimentos múltiplos de onda, ST, SVT, SFT e DQO para o mesmo efluente da otimização (Tabela 4).

Tabela 4 - Eficiência de remoção (%) de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680nm, SVT (mg.L<sup>-1</sup>), SFT (mg.L<sup>-1</sup>), ST (mg.L<sup>-1</sup>) e DQO (mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) após otimização da coagulação e sedimentação de efluente de FBPd com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de 50 mg.L<sup>-1</sup>, G<sub>rap</sub> de 200 rpm e V<sub>s</sub> de 4,9 m.dia<sup>-1</sup>

Análises	Inicial	Remanescente	Eficiência de Remoção
<b>Turbidez</b>	200	3,67	98,2
<b>Abs 680</b>	1,8	0,13	92,8
<b>SVT</b>	791,0	261,4	67,0
<b>SFT</b>	680,2	653,0	4,0
<b>ST</b>	1471,2	914,4	37,8
<b>DQO</b>	280	68,6	75,5

Fonte: O Autor

O processo de otimização possibilitou uma remoção de turbidez de 98,2 %. Houve uma pequena alteração no pH, de 8,4 para 7,8, do efluente clarificado.

Em relação aos comprimentos múltiplos de onda obteve-se maior eficiência de remoção para comprimento de onda de 680 nm no qual há grande absorção de clorofila-*a* (Vieira, 2016). Com remoção de 92,8 % desta variável este resultado está de acordo com Barrado-Moreno; Beltrán-Heredia; Martín-Gallardo (2016) que obtiveram remoções superiores a 80 % de clorofila-*a* por meio da floculação seguida de sedimentação utilizando coagulantes a base de Tanino, entre eles o Tanfloc, no tratamento de água.

A remoção de SVT, ST e SFT foi de 67; 38 e 4 % respectivamente. Nota-se que a maior remoção ocorreu para os SVT, o qual representa a fração orgânica dos sólidos totais no afluente, demonstrando a maior afinidade do Tanfloc na coagulação e sedimentação desta parcela dos sólidos. A afinidade aqui relatada está de acordo com o obtido por Hameed et al. (2016) em estudo realizado sobre coagulação e floculação de efluente doméstico. Os autores constataram que houve aproximadamente 50 % de remoção de DQO de tal efluente sendo esta variável majoritariamente composta por substâncias orgânicas oxidáveis. A eficiência de remoção de DQO, de acordo com a Tabela 4, foi superior à obtida por este autor indicando uma maior afinidade deste coagulante na desestabilização e coagulação das microalgas.

Pela análise de sólidos realizada para o lodo obtido após a sedimentação é possível observar que os SVT representam praticamente 88 % dos sólidos (Tabela 5).

Tabela 5 - Recuperação de SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) no lodo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o processo de coagulação e sedimentação otimizado para o FBPD com TDH de 6,0 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $G_{\text{rap}}$  de 200 rpm e  $V_s$  de  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$

	<b>Lodo</b>
<b>SVT</b>	8268
<b>SFT</b>	1160
<b>ST</b>	9428

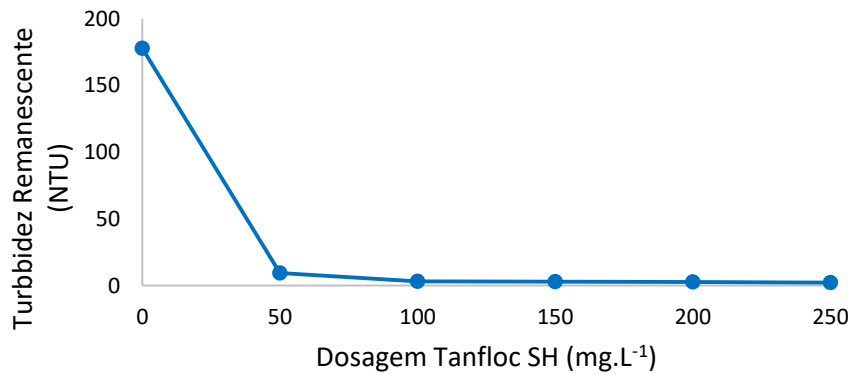
Fonte: O Autor

#### **5.1.2.2. Remoção de biomassa algal de efluente de fotobiorreator flat panel descoberto com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante**

O efluente para análise de otimização tinha turbidez inicial de 178 NTU e pH de 7,42. Este valor de pH encontra-se dentro da faixa ótima de pH, entre 4,5 e 9, segundo Gutiérrez et al. (2015), para coagulação com Tanfloc. Inicialmente foram testadas dosagens variando de 50 a  $250 \text{ mg.L}^{-1}$  com o intuito de se percorrer uma ampla gama de dosagens para definição da dosagem ótima. O resultado que se obteve, representado na Figura 20, foi de que quanto maior a dosagem do coagulante menor foi a turbidez remanescente, alcançando-se remoção máxima de 98,7 % com a dosagem de  $250 \text{ mg.L}^{-1}$ .

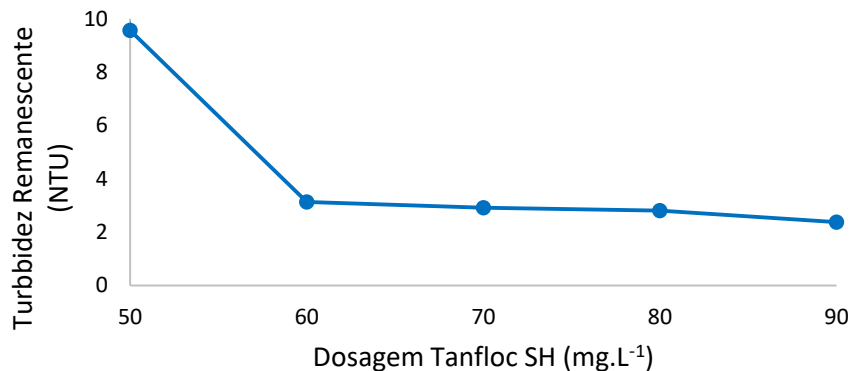
Inicialmente na primeira triagem chegou-se muito próximo (94,6 %) do critério de escolha de dosagem para a dosagem de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , ultrapassando-o para a dosagem de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$  (98,7 %). Desta forma, restringiu-se a dosagem ótima entre estes valores investigando assim as dosagens de 50; 60; 70; 80 e  $90 \text{ mg.L}^{-1}$  (Figura 21).

Figura 20 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 50 a 250  $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPd com TDH de 8 dias com  $G_{m_{\text{rap}}}$  de 200 rpm durante um minuto e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



Fonte: O Autor

Figura 21 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem ótima de 50  $\text{mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPd com TDH de 8 dias, com  $G_{m_{\text{rap}}}$  de 200 rpm durante um minuto e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$

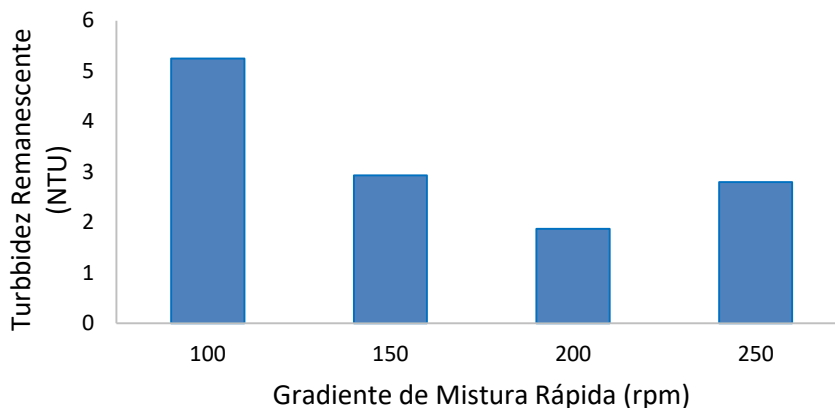


Fonte: O Autor

Obteve-se dosagem ótima de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$  com eficiência de 98,7 % de remoção de turbidez, próxima à obtida por Gutiérrez et al. (2015) em efluente proveniente de *Raceway Pond* com TDH de 8 dias, com dosagem ótima de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  e 90,2 % de eficiência de remoção, ressalvado que neste experimento houve etapa de floculação após a coagulação.

A variação do  $G_{m_{\text{rap}}}$  de 100 a 250 rpm em intervalos igualmente espaçados de 50 rpm, indicou que a menor turbidez remanescente foi obtida com velocidade de rotação de 200 rpm, representada na Figura 22.

Figura 22 - Influência do  $G_{m_{rap}}$  (rpm) na coagulação e sedimentação de efluente de FBPd com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$ , com  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$

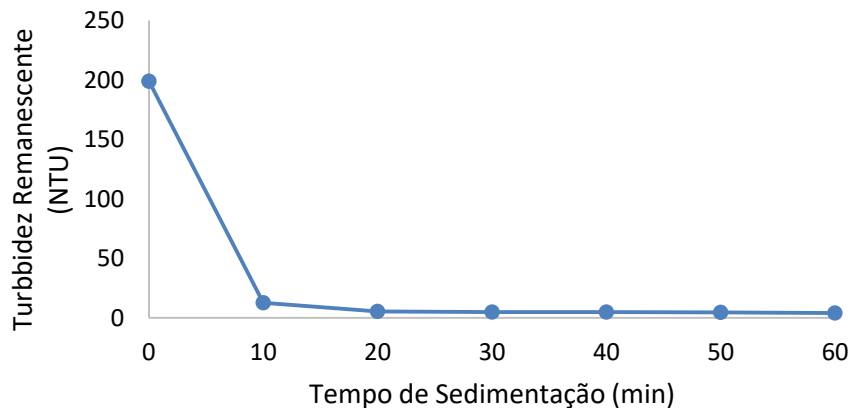


Fonte: O Autor

A partir da Figura 18, nota-se que valores de 100 até 250 rpm contribuíram para melhor remoção, sendo o maior percentual de 98,9 % para 200 rpm. Porém, como o processo de otimização consiste na maior economia de recursos e considerando os resultados satisfatórios de acordo com critérios pré-estabelecidos, adotou-se  $G_{m_{rap}}$  de 100 rpm pois com este gradiente de velocidade a remoção de turbidez foi de 97,1 %, estando portanto a cima do limite definido pelo critério de escolha das melhores condições de tratamento do efluente. Hameed et al. (2016) investigaram o efeito da floculação em efluente doméstico, testando gradientes de 60; 80 e 100 rpm, e com tempo de mistura variando em 2; 6 e 10 minutos para cada gradiente de mistura lenta, mantendo o gradiente de mistura rápida em 200 rpm durante 1 minuto. Observou-se que baixo  $G_{m_{rap}}$  sem o processo de mistura lenta foi capaz também de fornecer eficiência satisfatória de remoção de turbidez.

Na investigação da influência do tempo de sedimentação sobre a eficiência de remoção de turbidez observou-se que a remoção se estabilizou após 20 minutos ( $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$ ) (Figura 23), sendo que maiores tempos de sedimentação praticamente não contribuíram para o aumento da remoção, estando em acordo com o obtido para o FBPc.

Figura 23 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBPd com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $G_{\text{rap}}$  de 100 rpm



Fonte: O Autor

Considerando os resultados obtidos, representados na Figura 19, é possível observar que para velocidade de sedimentação de  $10,3 \text{ m.dia}^{-1}$  a eficiência de remoção de turbidez foi de 94,1 %, praticamente satisfazendo o critério de remoção de 95 %. Desta forma, a velocidade de sedimentação ótima foi fixada em  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$  com eficiência de 97,2 % e turbidez residual de 5 NTU.

As eficiências de remoção para o processo otimizado estão apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ ) após otimização da coagulação e sedimentação de efluente de FBPd com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $G_{\text{rap}}$  de 100 rpm e  $V_s$  de  $10,3 \text{ m.dia}^{-1}$

	Inicial	Remanescente	Eficiência de Remoção (%)
<b>Turbidez</b>	178	4,16	97,7
<b>Abs 680</b>	1,842	0,023	98,75
<b>SVT</b>	881	393	55,4
<b>SFT</b>	667	647	3,1
<b>ST</b>	1549	1040	32,9
<b>DQO</b>	879	195	77,7

Fonte: O Autor

Nota-se que houve elevada eficiência de remoção de acordo com os critérios adotados em cada etapa da otimização. Houve também leve alteração no pH, variando de 7,42 a 6,86, porém este permanecendo na faixa ótima para o Tanfloc como citado por Gutiérrez et al. (2015). Em relação aos comprimentos múltiplos de onda observaram-se elevadas eficiências de remoção, em especial a absorvância em 680 nm, atingindo-se remoção de 98,75 % indicando

que o coagulante Tanfloc SH possui alta afinidade de remoção das microalgas presente no efluente. Eficiência a cima de 90 % também foi obtida por Barrado-Moreno; Beltran-Heredia e Martín-Gallardo (2015) para remoção de consórcio de algas composto por *Chlorella*, *Microcystis* e *Scenedesmus*, ressalvado que a variável em análise utilizada foi clorofila-*a*.

Ainda de acordo com a Tabela 6 observa-se baixa remoção de SFT (3,1 %). Desta forma, a remoção de ST ocorreu principalmente pela redução de SVT obtendo-se 55 % de eficiência. Portanto, a remoção de SVT obtida no presente trabalho reflete a eficiência de remoção da DQO de aproximadamente 77,7 % para o processo otimizado.

Em relação à recuperação de biomassa no lodo (Tabela 7), nota-se a grande parcela de SVT que representa a 75 % da parcela de sólidos do lodo.

Tabela 7 - Recuperação de SVT (mg.L<sup>-1</sup>), SFT (mg.L<sup>-1</sup>), ST (mg.L<sup>-1</sup>) no lodo (mg.L<sup>-1</sup>) para o processo de coagulação e sedimentação otimizado para o FBPd com TDH de 8,0 dias, utilizando Tanfloc SH com dosagem ótima de 60 mg.L<sup>-1</sup>, G<sub>m,rap</sub> de 100 rpm e V<sub>s</sub> de 10,3 m.dia<sup>-1</sup>

	<b>Lodo</b>
<b>SVT</b>	12230
<b>SFT</b>	1320
<b>ST</b>	13550

Fonte: O Autor

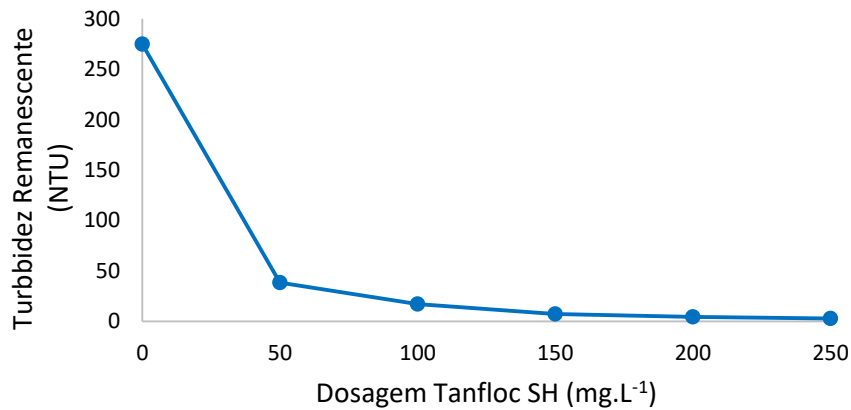
### **5.1.3. Otimização da coagulação e sedimentação para fotobiorreator tipo Flat Panel mantido coberto por sombrite**

#### **5.1.3.1. Remoção de biomassa algal de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel mantido coberto por sombrite com tempo de detenção hidráulico de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante**

Na investigação da dosagem de coagulante ótima para a remoção de turbidez em efluente de FBPC aplicou-se dosagens de Tanfloc entre 50 e 250 mg.L<sup>-1</sup> com o intuito de encontrar o ponto de inflexão da curva de eficiência, o qual demonstraria que a partir dele haveria acréscimo da turbidez remanescente (Figura 24). Inicialmente, o efluente tinha turbidez de 275 NTU e pH de 6,45.



Figura 24 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 50 a  $250 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 6 dias, com  $G_{\text{rap}}$  de 200 rpm durante 1,0 minuto e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$

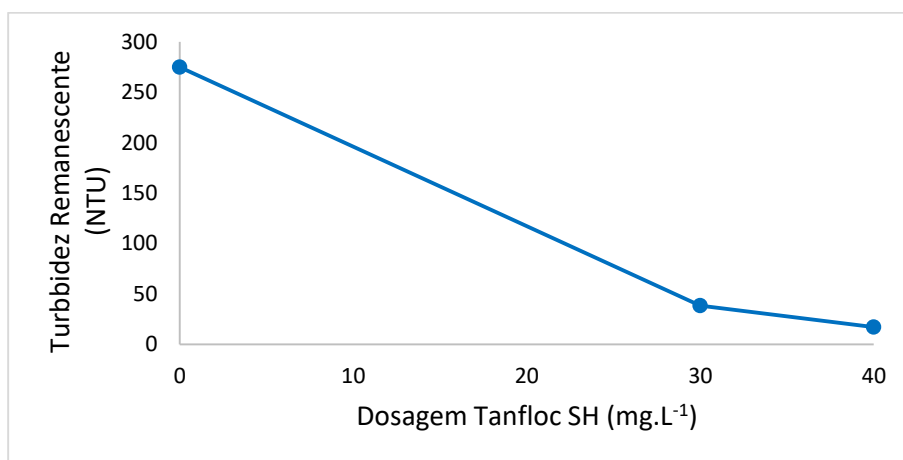


Fonte: O Autor

De acordo com a Figura 24, a remoção máxima obtida ocorreu para dosagem de  $150 \text{ mg.L}^{-1}$  com eficiência de 99,1 % de remoção de turbidez. A partir deste ponto a turbidez remanescente aumentou. A dosagem de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  teve 97,3 % de remoção de turbidez. Como o critério para otimização da dosagem de coagulante foi estabelecido em 95 % de eficiência de remoção de turbidez utilizando o Tanfloc, realizou-se novamente o ensaio de coagulação e sedimentação com objetivo de obter dosagem que fornecesse eficiência ligeiramente superior a 95 %. Desta forma, realizaram-se mais dois ensaios com as dosagens de 30 e  $40 \text{ mg.L}^{-1}$  (Figura 25). Porém, a eficiência de remoção de turbidez para estas dosagens foi de 87 % e 93,7 %, respectivamente, sendo portanto inferiores ao critério estabelecido. Como não se logrou na definição da dosagem ótima de coagulante, procedeu-se com a otimização das demais variáveis adotando a dosagem de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ .

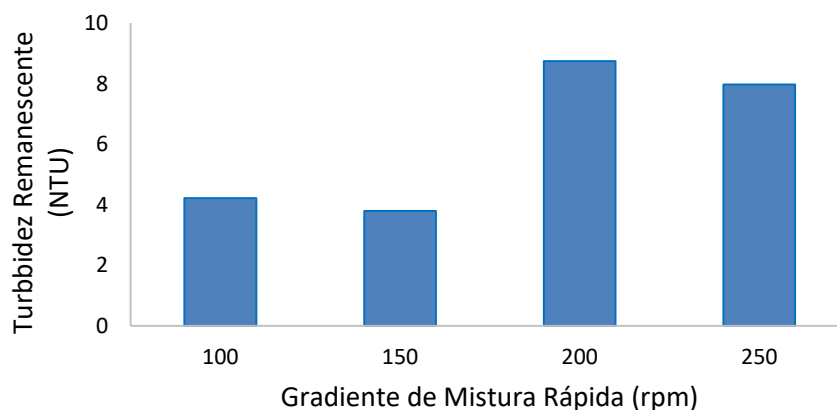
Para otimização do  $G_{\text{rap}}$  foram usados gradientes de velocidade de 100; 150; 200 e 250 rpm. De acordo com a Figura 26 observa-se que houve um valor mínimo da turbidez remanescente para o  $G_{\text{rap}}$  de 150 rpm com eficiência de 98,6 %, sendo maior para os valores subsequentes. Como o critério para otimização dos parâmetros da coagulação foi estabelecida remoção de turbidez em 95 %, optou-se pela escolha do  $G_{\text{rap}}$  de 100 rpm que teve eficiência de 98,5 %.

Figura 25 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 6 dias, com  $G_{\text{rap}}$  de 200 rpm durante 1,0 minuto e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



Fonte: O Autor

Figura 26 - Influência do  $G_{\text{rap}}$  (rpm) na coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , com  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



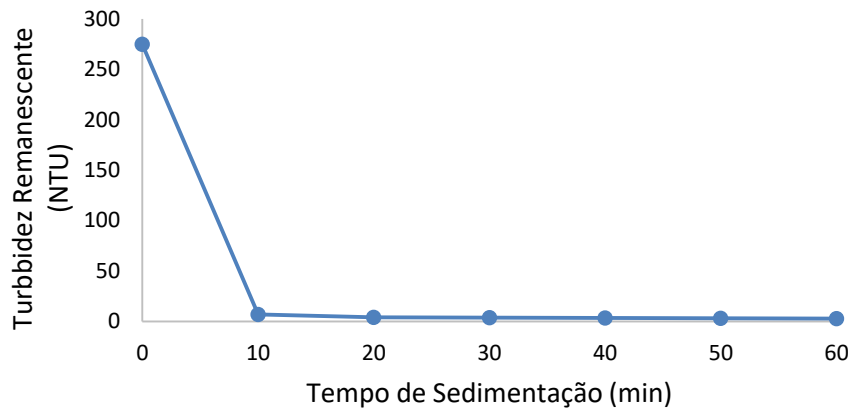
Fonte: O Autor

Estabelecido o  $G_{\text{rap}}$  procedeu-se com a otimização da velocidade de sedimentação (Figura 27).

O efluente sedimentou durante o período de uma hora, sendo que boa parte da turbidez foi removida nos primeiros 10 minutos de sedimentação, ou seja  $10,3 \text{ m.dia}^{-1}$  permanecendo uma turbidez residual de 7 NTU. Para este tempo de sedimentação a eficiência de remoção obtida foi de 97,4 %, superior ao critério de remoção de 95% de turbidez e, portanto, escolhido como parâmetro otimizado de velocidade de sedimentação. O tempo de sedimentação aqui obtido foi igual ao relatado por Hameed et al. (2016), quando analisaram a influência do tempo de sedimentação para flocos formados pela coagulação e floculação de efluente doméstico

utilizando Tanfloc, e inferior ao obtido por Gutiérrez et al. (2015) em estudo da coagulação e floculação de efluente de *Raceway Pond*.

Figura 27 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBPC com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $G_{\text{rap}}$  de 100 rpm



Fonte: O Autor

Com todos os processos de coagulação e sedimentação otimizados foi repetido o processo de coagulação e sedimentação para análises das demais variáveis usadas para a caracterização do efluente (Tabela 8).

Houve significativa remoção de turbidez (98,9 %), absorvância em comprimento de onda de 680 nm e SVT. O pH no efluente não sofreu alteração significativa, variando de 6,47 para 6,43 após o processo de coagulação e sedimentação, resultado que vai ao encontro ao observado por Hameed et al. (2016) que constataram que a adição de Tanfloc na coagulação é capaz de reduzir o pH. A alta eficiência de remoção de turbidez e Abs 680 pode ter sido influenciada pelo valor do pH abaixo da neutralidade que, segundo Graham et al. (2008), influencia na característica catiônica do agrupamento de amina terciária, mais acentuada em meio ácido.

A remoção de ST, SVT, e SFT manteve-se de acordo com o obtido nos outros processos de otimização utilizando Tanfloc, tendo baixa remoção de SFT, e significativa diminuição de SVT, variável que teve maior influência na remoção dos STT.

Tabela 8 - Eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT (mg.L<sup>-1</sup>), SFT (mg.L<sup>-1</sup>), ST (mg.L<sup>-1</sup>) e DQO (mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) após otimização da coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de 50 mg.L<sup>-1</sup>, G<sub>rap</sub> de 100 rpm e Vs de 10,3 m.dia<sup>-1</sup>

	Inicial	Remanescente	Eficiência de Remoção (%)
<b>Turbidez</b>	275	3,09	98,9
<b>Abs 680</b>	2,062	0,021	99,0
<b>SVT</b>	1137,5	585,4	48,5
<b>SFT</b>	726,3	696,1	4,2
<b>ST</b>	1863,8	1281,5	31,2
<b>DQO</b>	960	108	88,8

Fonte: O Autor

A remoção de ST, SVT, e SFT manteve-se de acordo com o obtido nos outros processos de otimização utilizando Tanfloc, tendo baixa remoção de SFT, e significativa diminuição de SVT, variável que teve maior influência na remoção dos ST.

Por sua vez, a eficiência de remoção de DQO foi elevada (88%), diferente da remoção de 50 % obtida por Hameed et al. (2016). Nota-se ainda que a remoção de SVT manteve-se de acordo com as eficiências dos outros processos de otimização aqui relatados. Os ST foram removidos por sedimentação e o lodo continha 88 % de SVT e 22% de SFT (Tabela 9).

Tabela 9 - Recuperação de SVT (mg.L<sup>-1</sup>), SFT (mg.L<sup>-1</sup>), ST (mg.L<sup>-1</sup>) no lodo (mg.L<sup>-1</sup>) para o processo de coagulação e sedimentação otimizados para o FBPC com TDH de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de 50 mg.L<sup>-1</sup>, G<sub>rap</sub> de 100 rpm e Vs de 10,3 m.dia<sup>-1</sup>

<b>Lodo</b>	
<b>SVT</b>	8086
<b>SFT</b>	1085
<b>ST</b>	9171

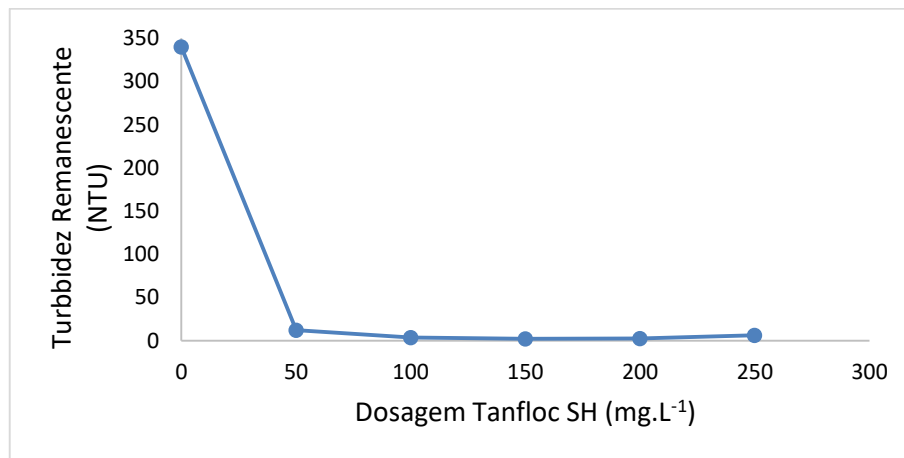
Fonte: O Autor

### **5.1.3.2. Remoção de biomassa algal de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel mantido coberto por sombrite com tempo de detenção hidráulico de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante**

Para avaliação da dosagem ótima de coagulante Tanfloc para FBPC com TDH de 8 dias, o efluente tinha turbidez de 340 NTU e pH de 6,46, valor na faixa ótima para coagulação com Tanfloc segundo Gutiérrez et al. (2015). Inicialmente avaliou-se a eficiência de remoção para

as dosagens de 50; 100; 150; 200 e 250 mg.L<sup>-1</sup> na tentativa de encontrar o ponto de inflexão da curva de eficiência de remoção. Porém, observa-se na Figura 28 que não foi possível estabelecer qual seria este ponto sendo que, para as dosagens superiores a 50 mg.L<sup>-1</sup>, obtiveram-se eficiências de remoção de turbidez superiores a 98 %, enquanto que para essa dosagem, a eficiência foi de 96,4 %.

Figura 28 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH (mg.L<sup>-1</sup>), com dosagem variando de 50 a 250 mg.L<sup>-1</sup>, e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias, com  $G_{m,rap}$  de 200 rpm durante um minuto e  $V_s$  de 3,1 m.dia<sup>-1</sup>

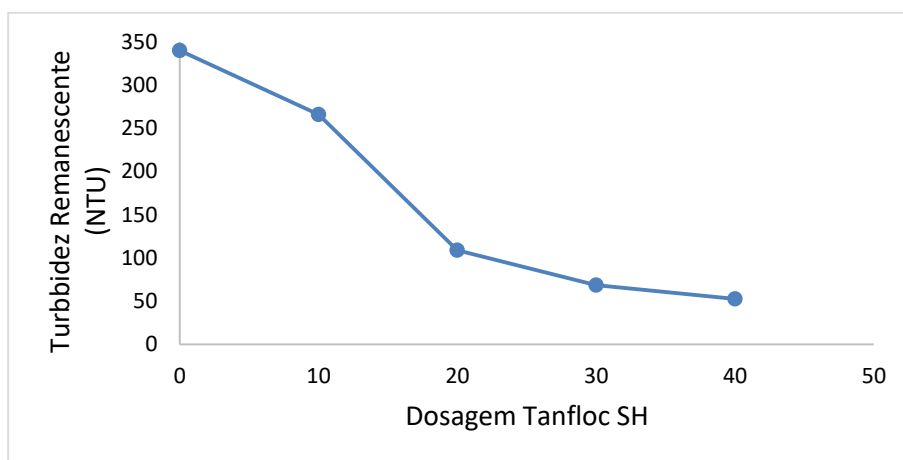


Fonte: O Autor

Como o critério estabelecido para a definição da dosagem de Tanfloc foi de 95 % de remoção de turbidez, repetiu-se o ensaio de coagulação e sedimentação para dosagens inferiores a 50 mg.L<sup>-1</sup>. As dosagens testadas foram de 10 a 40 mg.L<sup>-1</sup> em intervalos de 10 mg.L<sup>-1</sup>. De acordo com a Figura 29, com a dosagem de 40 mg.L<sup>-1</sup> a turbidez remanescente foi de 52,9 NTU com eficiência de remoção de 84,4 %. Como a eficiência de remoção para a dosagem de 40 mg.L<sup>-1</sup> a eficiência de remoção encontra-se mais distante de 95 % do que os 96,4 % de eficiência obtido com a dosagem de 50 mg.L<sup>-1</sup>, escolheu-se esta como dosagem ótima.

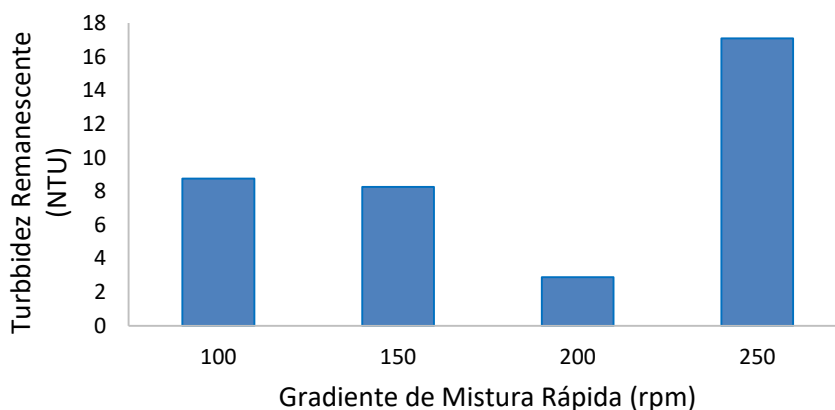
No próximo passo de otimização do  $G_{m,rap}$  variou-se seus valores de 100 a 250 rpm em intervalos igualmente espaçados de 50 rpm, com o intuito de obter a máxima eficiência e que fosse maior que 95%. De acordo com a Figura 30 a rotação de 200 rpm atendeu o critério de decisão estabelecido. Porém, como as eficiências de remoção para as rotações de 100 e 150 rpm foram de 97,4 e 97,6 % respectivamente, adotou-se o menor  $G_{m,rap}$  pois este implica em menor dispêndio de energia.

Figura 29 - Dosagem de coagulante natural Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), com dosagem variando de 10 a  $40 \text{ mg.L}^{-1}$ , e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias, com  $G_{\text{rap}}$  de 200 rpm durante 1,0 minuto e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



Fonte: O Autor

Figura 30 - Influência do  $G_{\text{rap}}$  (rpm) na coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , com  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



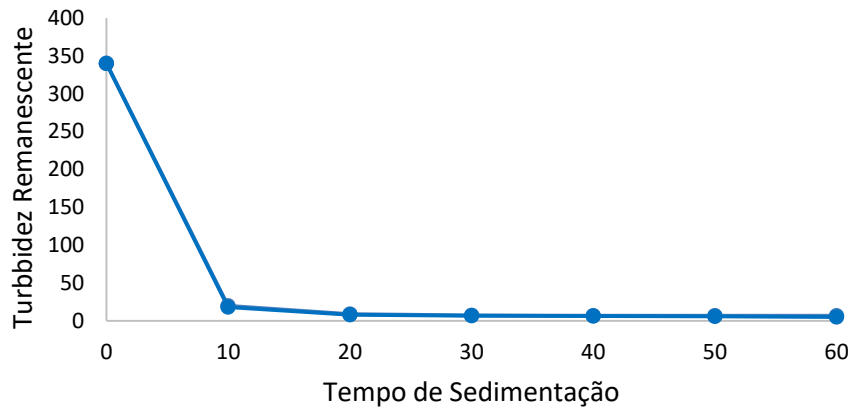
Fonte: O Autor

Definidos a dosagem de Tanfloc SH e a mistura rápida, passou-se à etapa de otimização da velocidade de sedimentação, repetindo-se o procedimento de coagulação. Encerrada a coagulação foram coletadas amostras a cada 10 minutos até o tempo total de uma hora para análise de turbidez. A turbidez remanescente foi relacionada ao tempo de sedimentação que está associado à velocidade de sedimentação (Figura 31).

A turbidez remanescente no tempo de coleta de 10 minutos ( $10,3 \text{ m.dia}^{-1}$ ) foi de 19,7 NTU com eficiência de 94,2 % de remoção estando, portanto próxima ao critério de decisão de 95% de remoção de turbidez. Como era esperado, a próxima amostragem, com tempo de sedimentação de 20 minutos ou seja velocidade de  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$ , forneceu turbidez remanescente

menor (8,64 NTU) do que a anterior tendo-se eficiência de remoção de 97,5 % escolhendo-a portanto como velocidade ótima. Nota-se ainda que a turbidez decresceu até aproximadamente 6,8 NTU estabilizando próxima a este valor ao fim do período de coleta de uma hora.

Figura 31 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBPc com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $G_{\text{rap}}$  de 100 rpm



Fonte: O Autor

Com todos os parâmetros otimizados repetiram-se os ensaios otimizados para análise de eficiência de remoção de turbidez, Abs em comprimentos múltiplos de onda, SVT, SFT, ST e DQO (Tabela 10).

Pelos dados da Tabela 10 observa-se que houve 99,1 % de eficiência de remoção de turbidez, valor este maior do que os obtidos em todas as etapas de otimização. A remoção de Abs 680 foi próxima da obtida para a turbidez tendo eficiência de 98,2 %, refletindo a elevada remoção de clorofila-*a*, segundo Viera (2016).

A remoção de sólidos totais foi de 39,8 % sendo que a principal parcela removida foi a de SVT, com 59,8 %, devido a afinidade do Tanfloc com a matéria orgânica. Segundo Hameed et al. (2016), a remoção de sólidos orgânicos influencia na diminuição de DQO obtendo-se eficiência de 73,1 % de remoção para tal variável.

Pelos dados da Tabela 10 observa-se que houve 99,1 % de eficiência de remoção de turbidez, valor este maior do que os obtidos em todas as etapas de otimização. A remoção de Abs 680 foi próxima da obtida para a turbidez tendo eficiência de 98,2 %, refletindo a elevada remoção de clorofila-*a*, segundo Viera (2016).

Tabela 10 - Eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$ ) após otimização da coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, com dosagem ótima de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $G_{\text{rap}}$  de 100 rpm e  $V_s$  de  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$

	Inicial	Remanescente	Eficiência de Remoção (%)
<b>Turbidez</b>	340	3,09	99,1
<b>Abs 680</b>	2,175	0,039	98,2
<b>SVT</b>	1064,6	427,5	59,8
<b>SFT</b>	755,4	668,7	11,5
<b>ST</b>	1820,0	1096,2	39,8
<b>DQO</b>	726	195	73,1

Fonte: O Autor

A remoção de sólidos totais foi de 39,8 % sendo que a principal parcela removida foi a de SVT, com 59,8 %, devido a afinidade do Tanfloc com a matéria orgânica. Segundo Hameed et al. (2016), a remoção de sólidos orgânicos influencia na diminuição de DQO obtendo-se eficiência de 73,1 % de remoção para tal variável.

A parcela de SVT que coagula e sedimenta contribuiu para a formação do lodo no fundo do jarro. Com velocidade de sedimentação de  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$  obteve-se relação SVT/ST de 88 % refletindo a predominância da matéria orgânica no lodo (Tabela 11).

Tabela 11 - Recuperação de SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) no lodo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o processo de coagulação e sedimentação otimizado para o FBPC com TDH de 8 dias, com dosagem ótima de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $G_{\text{rap}}$  de 100 rpm e  $V_s$  de  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$

	Lodo
<b>SVT</b>	8086
<b>SFT</b>	1085
<b>ST</b>	9171

Fonte: O Autor

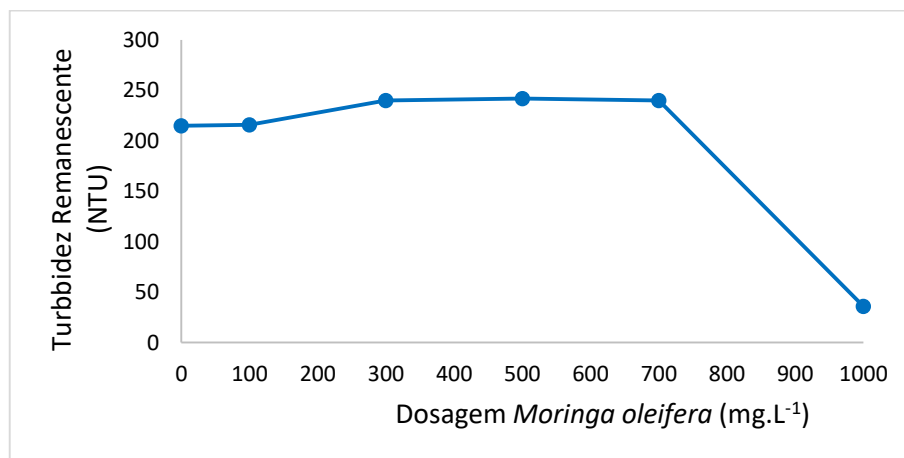
## 5.2. OTIMIZAÇÃO DA COAGULAÇÃO UTILIZANDO *Moringa oleifera* COMO COAGULANTE



### 5.2.1. Remoção de biomassa algal de efluente de fotobiorreator do tipo tubular mantido coberto com sombrite com tempo de detenção hidráulico de 8 dias utilizando *M. oleifera* como coagulante

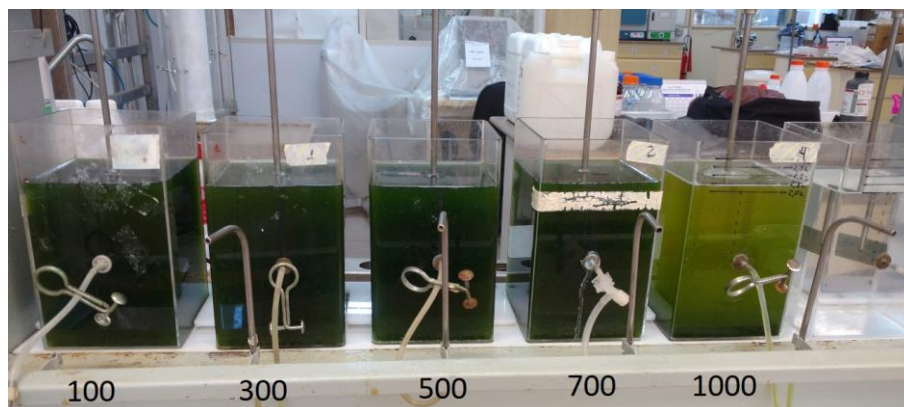
Na otimização da coagulação e sedimentação do efluente de FBT com TDH de 8 dias utilizando a MO, o efluente apresentou turbidez inicial igual a 215 NTU e pH de 9,11. Conforme representado na Figura 32 e Figura 33, para a dosagem de 100 mg.L<sup>-1</sup> não houve diminuição e nem aumento significativo do valor da turbidez. Apenas a partir desta dosagem percebe-se um aumento gradativo da turbidez até 240 NTU que praticamente manteve-se constante no intervalo de 300 a 700 mg.L<sup>-1</sup> do coagulante. Este aumento de turbidez pode ser devido ao próprio coagulante utilizado. Para dosagens acima de 700 mg.L<sup>-1</sup> iniciou-se o aumento progressivo da remoção de turbidez chegando ao mínimo de 36 NTU para a dosagem de 1000 mg.L<sup>-1</sup> com eficiência de remoção de 83,3 %.

Figura 32 - Dosagem de coagulante natural de semente de MO (mg.L<sup>-1</sup>), com dosagem variando de 100 a 1000 mg.L<sup>-1</sup>, e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBT com TDH de 8 dias, com  $G_{rap}$  de 280 rpm durante 2,0 minutos,  $G_{len}$  de 40 rpm durante 30 minutos e  $V_s$  de 3,1 m.dia<sup>-1</sup>



Fonte: O Autor

Figura 33 - Fotografia dos jarros, após coagulação com dosagem de MO variando de 100 a 1000 mg.L<sup>-1</sup>e sedimentação de efluente de FBT com TDH de 8 dias, G<sub>rap</sub> de 280 rpm durante 2,0 minutos, G<sub>len</sub> de 40 rpm durante 30 minutos e V<sub>s</sub> de 3,1 m.dia<sup>-1</sup>



Fonte: O Autor

Uma solução que poderia mitigar este problema seria um método diferente de preparo da solução coagulante. Segundo Franco et al. (2017), que utilizaram água bruta com turbidez inicial de 100 NTU, o preparo da MO quando se realiza a remoção da casca antes da secagem, trituração em moinho analítico, peneiramento, diluição em água deionizada, agitação em 60 rpm por 2 minutos foi capaz de incrementar a remoção de 76,9 % para 83,6 %.

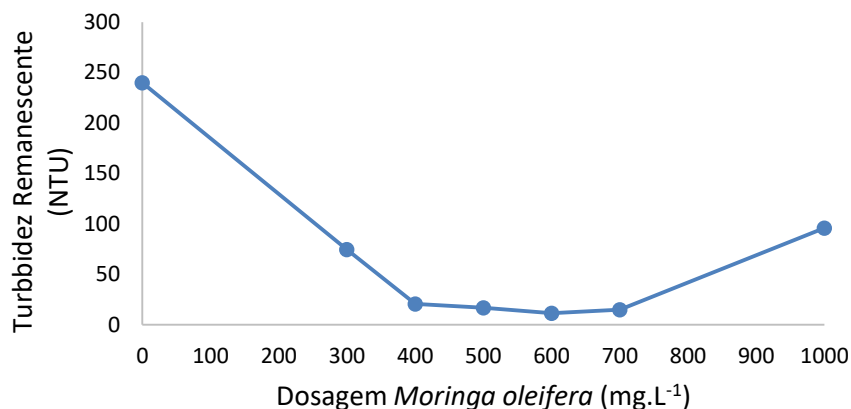
O resultado apresentado para este FBT, em relação às elevada dosagem quando utilizado a MO como coagulante, replica o obtido com o Tanfloc SH para o mesmo tempo de detenção hidráulico. Talvez o TDH seja muito elevado para esta configuração de FB implicando em modificação das características de coagulação das microalgas, as quais não foram analisadas.

Como tal concentração foi considerada elevada, chegou-se ao consenso de que a coagulação utilizando MO para este FBT com 8 dias de tempo de detenção hidráulico não seria aplicável na operação de uma estação operando em escala plena. Embora a dosagem ótima de coagulação para a separação por sedimentação tenha sido elevada, resultado semelhante foi obtido por Udom et al. (2013), que obtiveram dosagem ótima de 4670 mg.L<sup>-1</sup> de MO na recuperação de biomassa algal, em efluente proveniente de fotobiorreator alimentado por reator UASB, nos mesmos moldes deste trabalho.

### **5.2.2. Remoção de biomassa algal de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel exposto à radiação solar (FBPd) com tempo de detenção hidráulico de 8 dias utilizando coagulante natural de semente de *M. oleifera* como coagulante**

Na primeira etapa de otimização analisou-se o comportamento da turbidez com o aumento gradativo da dosagem de MO. O efluente apresentava turbidez inicial de 240 NTU e pH de 7,42 e as dosagens aplicadas foram de 300; 400; 500; 700 e 1000 mg.L<sup>-1</sup>. Na Figura 34 é possível perceber que houve a diminuição da turbidez remanescente nas dosagens de 300 a 600 mg.L<sup>-1</sup> e aumento da turbidez em dosagens maiores que 700 mg.L<sup>-1</sup>.

Figura 34 - Dosagem de coagulante natural de semente de MO (mg.L<sup>-1</sup>), com dosagem variando de 300 a 1000 mg.L<sup>-1</sup>, e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPd com TDH de 8 dias, com G<sub>mrap</sub> de 280 rpm durante 2,0 minutos, G<sub>m1en</sub> de 40 rpm durante 30 minutos e Vs de 3,1 m.dia<sup>-1</sup>



Fonte: O Autor

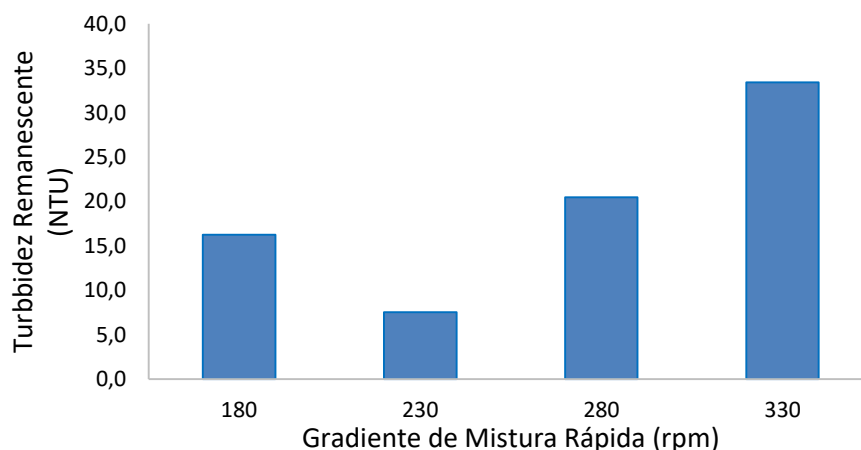
O comportamento observado está de acordo com Shan et al. (2016), que verificaram melhores remoções de turbidez em efluente doméstico com o aumento da dosagem de coagulante. De acordo com a Figura 34, com a dosagem de 400 mg.L<sup>-1</sup> a eficiência de remoção de turbidez foi de 91,3 % atingindo o máximo de 95,2 % com a dosagem de 600 mg.L<sup>-1</sup>. Houve perda de eficiência na remoção de turbidez para dosagens maiores que 600 mg.L<sup>-1</sup>. O aumento da turbidez remanescente com o aumento da dosagem do coagulante natural, segundo Muyibi; Evison (1995), pode ser explicado pela saturação dos sítios das pontes poliméricas, resultando na reestabilização das partículas desestabilizadas e em número insuficiente de sítios para formarem pontes intermoleculares entre as partículas e o polímero

Em relação à contribuição da mistura rápida na coagulação e sedimentação verificou-se que houve aumento dos valores da turbidez remanescente à medida que o gradiente de mistura rápida foi elevado (Figura 35). Levando-se em consideração a Resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005), que trata dos parâmetros de qualidade dos recursos hídricos superficiais, valores de turbidez menores que 40 NTU classificam um corpo hídrico em classe um, portanto a turbidez remanescente após todos os G<sub>mrap</sub> analisados é compatível com esta classe de recurso

hídrico. Ainda sob tal perspectiva, o resultado está de acordo com Silva (2007) quando investigou a influência do gradiente de velocidade na coagulação com MO em efluente proveniente de reator UASB e verificou que não houve também diferença significativa entre os valores finais da turbidez quando aumentou-se o gradiente de mistura rápida no intervalo de 150 a 250 rpm.

Do ponto de vista da otimização, na qual se busca obter a maior eficiência dos resultados com emprego de menores recursos, a maior remoção de turbidez, de 97,5 %, foi obtida para o gradiente de mistura rápida de 230 rpm.

Figura 35 - Influência do gradiente de mistura rápida (rpm) na coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 8 dias utilizando coagulante natural de semente de MO com dosagem ótima de  $400 \text{ mg.L}^{-1}$ , com Vs de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



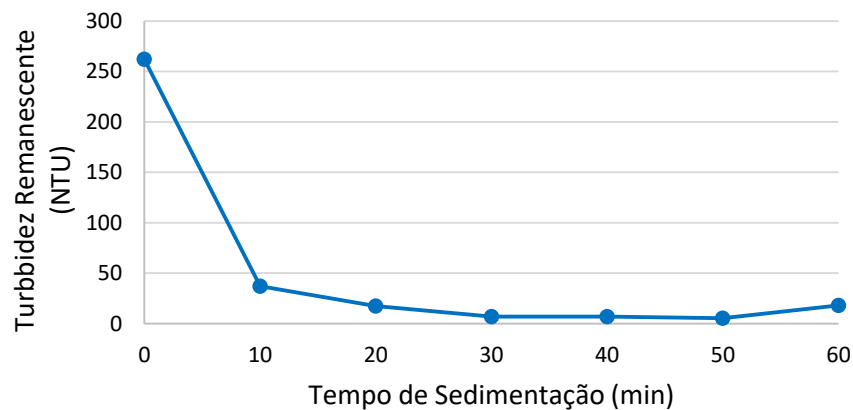
Fonte: O Autor

A diferença de remoção de 26 NTU, correspondente a subtração da turbidez remanescente para agitação em 330 e 230 rpm, indica a possibilidade de menores gradientes de mistura rápida na coagulação do efluente de FBPD implicando em menor emprego de energia no processo operacional. A curva obtida que relaciona o gradiente de mistura rápida com a turbidez remanescente está de acordo com a curva obtida por Muyibi; Evison (1995) quando analisaram a influência do gradiente de mistura rápida para águas de abastecimento com elevada turbidez inicial utilizando a MO como coagulante. Neste estudo também houve um aumento da turbidez remanescente com o aumento da agitação.

A eficiência de remoção de turbidez foi maior do que a estabelecida como limite (90%) para a definição dos parâmetros de tratamento, pois o gradiente de velocidade correspondente a 180 rpm forneceu remoção de 94,6 %.

Na última etapa do processo referente à velocidade de sedimentação, observou-se que a turbidez remanescente diminui com o transcorrer do tempo e com a diminuição da velocidade de sedimentação (Figura 36), sendo que foi necessário apenas 20 minutos de sedimentação para se atingir 94,9 % de remoção de turbidez e, portanto, ultrapassar o critério de remoção de 90%.

Figura 36 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez de efluente de FBPD com TDH de 8 dias utilizando coagulante natural de semente de MO, com dosagem ótima de  $400 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $G_{\text{rap}}$  de 180 rpm



Fonte: O Autor

Nota-se que no último trecho da curva correspondente ao intervalo de tempo entre 50 e 60 minutos, a turbidez remanescente passou de 5 para 18 NTU acarretando um acréscimo de 360 % e, portanto, perda da eficiência do processo. Resultado semelhante foi notado por Silva (2007), em estudo de pós tratamento de efluentes de reator UASB por coagulantes naturais e não naturais, que observou que 30 minutos de sedimentação ofereceu melhor remoção do que 90 minutos justificando assim, que houve desagregação dos flocos, formados pela coagulação e floculação utilizando MO, no início do processo.

Após a definição das melhores condições os ensaios foram repetidos usando os parâmetros obtidos nessa etapa e os resultados estão apresentados na Tabela 12.

A coagulação utilizando MO não alterou significativamente do pH que variou de 7,43 a 7,2 ao final do procedimento completo de otimização da coagulação e sedimentação, estando portanto de acordo com Silva (2007) em estudo de pós-tratamento de efluente de reator UASB com o uso de MO como coagulante, onde constou uma variação de 8,1 para 8,0 no valor do pH através da dosagem de  $200 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Tabela 12 - Eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ ) de efluente de FBPd com TDH de 8 dias utilizando coagulante natural de semente de MO, com dosagem ótima de  $400 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $G_{\text{rap}}$  de 180 rpm e  $V_s$  de  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$

	Inicial	Remanescente	Eficiência de Remoção (%)
<b>Turbidez</b>	240	12	96
<b>Abs 680</b>	1,8	0,09	95
<b>SVT</b>	1013,7,5	518,2	48,9
<b>SFT</b>	723,8	660,0	8,8
<b>ST</b>	1737,5	1178,2	32,2
<b>DQO</b>	890	200	77,7

Fonte: O Autor

Houve significativa remoção da absorvância em comprimento de onda de 680 nm com 95 % de remoção. Udom et al. (2013) obtiveram 85 % de recuperação de microalgas utilizando MO como coagulante de efluente de FB em escala piloto. Esse resultado pode ser um indicativo de conformidade com o que se obteve por Barrado-Moreno; Beltran-Heredia e Martín-Gallardo (2015), ressalvada a particularidade que estes analisaram a remoção de clorofila-*a*, obtendo eficiência de 90 % utilizando MO em estudo de remoção de cultura mista de microalgas em água bruta, proveniente de diferentes mananciais superficiais.

A remoção de sólidos de maior expressividade foi a de SVT atingindo-se 48,9 % fazendo com que boa parte da fração de SVT seja incorporada no lodo. Observa-se também que houve eficiência de 32,2 % de remoção dos ST, resultado ligeiramente superior do obtido por Silva (2007) (20 %) quando testou a MO para coagulação de efluente de reator UASB. Este resultado demonstra que a MO possui afinidade para remoção de sólidos orgânicos do efluente enquanto, por outro lado, houve baixa eficiência de remoção de SFT, de 8,8 %.

A análise de sólidos totais também foi feita para avaliar a recuperação da biomassa no lodo obtido pelo processo otimizado de coagulação e sedimentação. Conforme apresentado na Tabela 13 observa-se que 90,2 % dos sólidos constituintes do lodo é de origem orgânica, indicando alta recuperação da biomassa de microalgas.

Tabela 13 - Recuperação de SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) no lodo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o processo de coagulação e sedimentação otimizado para o FBPd, com TDH de 8,0 dias, com dosagem ótima de  $400 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $G_{\text{rap}}$  de 180 rpm e  $V_s$  de  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$

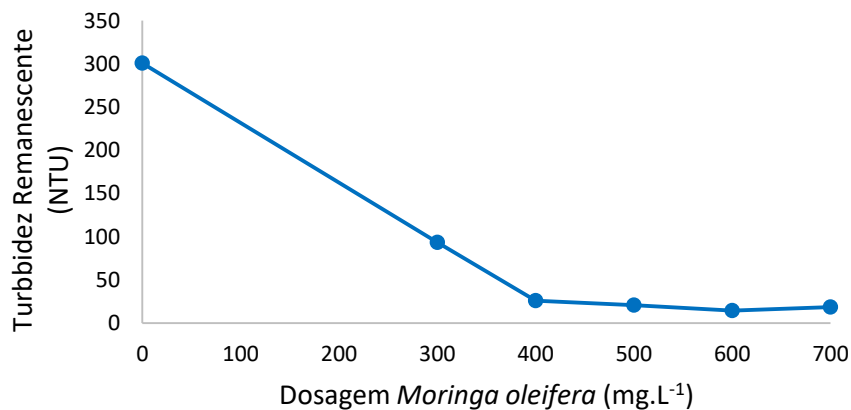
Lodo	
<b>SVT</b>	12230
<b>SFT</b>	1320
<b>ST</b>	13550

Fonte: O Autor

### 5.2.3. Remoção de biomassa algal de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel mantido coberto com sombrite (FBPc) com tempo de detenção hidráulico de 8 dias utilizando *M. oleifera* como coagulante

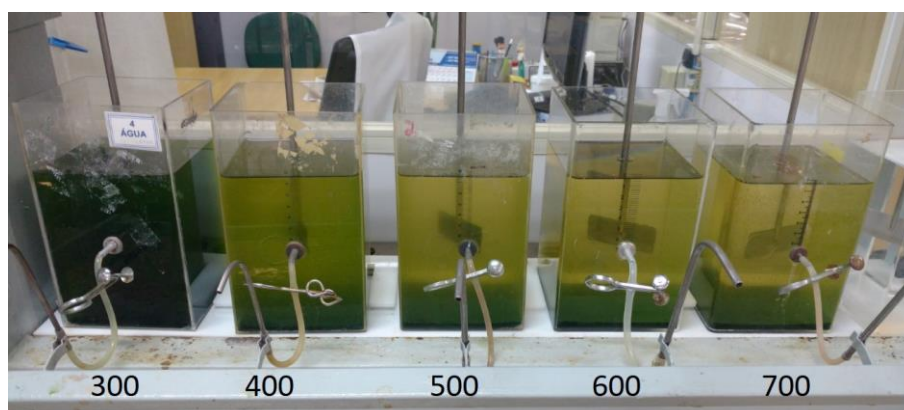
Na otimização da coagulação e sedimentação de FBPc o efluente utilizado possuía turbidez inicial de 301 NTU e pH igual a 7,03. Na etapa de dosagem da MO observou-se que houve redução da turbidez remanescente conforme aumento da dosagem de coagulante até a concentração de 600 mg.L<sup>-1</sup> de MO. Para dosagens entre 600 e 700 mg.L<sup>-1</sup> houve pequeno aumento de turbidez, conforme exposto na Figura 37 e Figura 38.

Figura 37 - Dosagem de coagulante natural de semente de MO (mg.L<sup>-1</sup>), com dosagem variando de 300 a 700 mg.L<sup>-1</sup>, e turbidez remanescente (NTU) após coagulação e sedimentação de efluente de FBPc com TDH de 8 dias, com  $G_{rap}$  de 280 rpm durante 2,0 minutos,  $G_{len}$  de 40 rpm durante 30 minutos e  $V_s$  de 3,1 m.dia<sup>-1</sup>



Fonte: O Autor

Figura 38 - Fotografia dos jarros, após coagulação com dosagem de MO variando de 300 a 700 mg.L<sup>-1</sup>, e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias, com  $G_{m_{rap}}$  de 280 rpm durante 2,0 minutos,  $G_{m_{len}}$  de 40 rpm durante 30 minutos e  $V_s$  de 3,1 m.dia<sup>-1</sup>



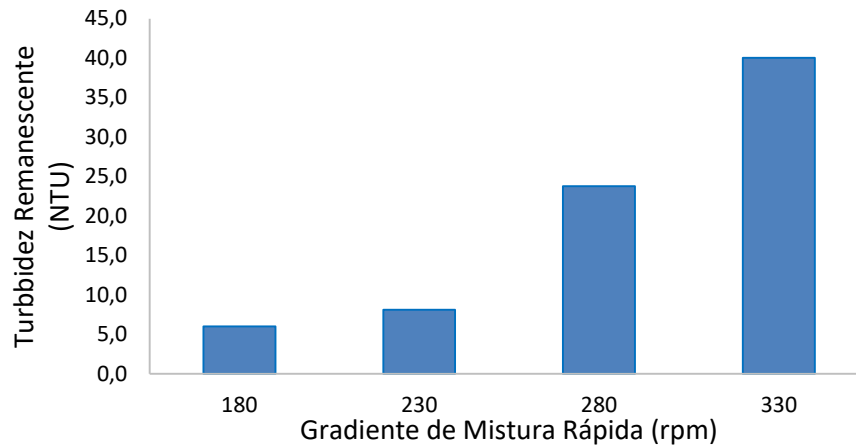
Fonte: O Autor

Para as dosagens variando de 400 a 600 mg.L<sup>-1</sup> a eficiência de remoção de turbidez variou de 89,8 a 93,4 %. Valor este próximo da eficiência de remoção da coagulação e sedimentação do FBPD com TDH de 8 dias, que foi de 95,2 %. Porém, nesta análise houve um aumento para 500 mg.L<sup>-1</sup> da dosagem de coagulante que atendeu o critério de decisão fornecendo eficiência de 92,1 % de remoção da turbidez. O resultado obtido na análise de coagulação e sedimentação do FBPC está de acordo com o resultado obtido por Shan et al. (2016), que obtiveram eficiência de remoção de turbidez de 94 % em coagulação de efluente doméstico.

Na investigação da influência do gradiente de mistura rápida representada na Figura 39, observou-se que houve melhor remoção da turbidez, com 97,9 % de eficiência, correspondente ao gradiente de mistura rápida de 180 rpm. Devido ao volume limitado de efluente coletado para realização dos ensaios de otimização, não foi possível verificar se um menor gradiente de mistura rápida implicaria em melhor remoção de turbidez do efluente de FBPC.



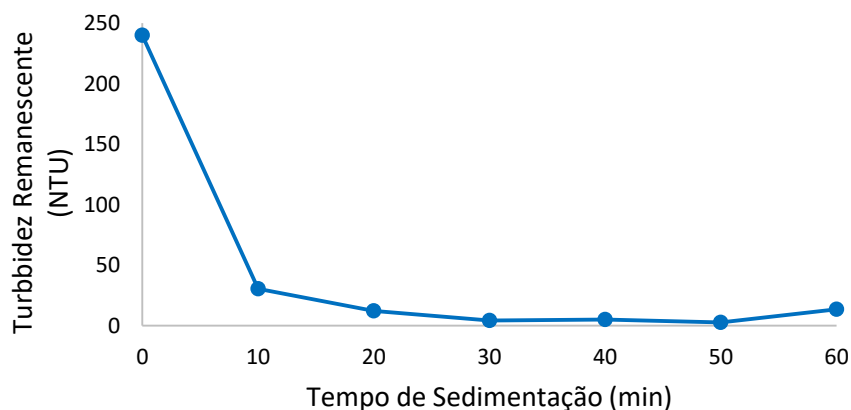
Figura 39 - Influência do gradiente de mistura rápida (rpm) na coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias utilizando coagulante natural de com dosagem ótima de  $500 \text{ mg.L}^{-1}$ , com  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$



Fonte: O Autor

Para a otimização da velocidade de sedimentação observou-se novamente que a velocidade de  $4,9 \text{ m.dia}^{-1}$  foi capaz de oferecer 94,7 % de eficiência de remoção de turbidez sendo que essa aumentou até 50 minutos, como demonstra a Figura 40.

Figura 40 - Influência do tempo de sedimentação (min) na remoção de turbidez (NTU) de efluente de FBPC com TDH de 8 dias utilizando coagulante natural de semente de MO, com dosagem ótima de  $500 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $G_{m_{rap}}$  de 180 rpm



Fonte: O Autor

Nota-se um decréscimo acentuado de turbidez nos primeiros dez minutos de sedimentação e um menor decréscimo após este tempo. Para tempo de sedimentação igual a 50 minutos houve remoção máxima de 97,9 %.

Com a aplicação dos parâmetros otimizados da coagulação e sedimentação obteve-se 95,6 % de remoção da turbidez, muito similar à eficiência do FBPD, como se observa na Tabela 14.

Tabela 14 - Eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT (mg.L<sup>-1</sup>), SFT (mg.L<sup>-1</sup>), ST(mg.L<sup>-1</sup>) e DQO (mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) de efluente de FBPD com TDH de 8 dias utilizando semente de MO como coagulante, com dosagem ótima de 500 mg.L<sup>-1</sup>, G<sub>rap</sub> de 180 rpm e V<sub>s</sub> de 4,9 m.dia<sup>-1</sup>

	Inicial	Remanescente	Eficiência de Remoção (%)
<b>Turbidez</b>	301	13,2	95,6
<b>Abs 680</b>	2,031	0,106	94,8
<b>SVT</b>	1077,5	487,0	54,8
<b>SFT</b>	723,8	660,0	8,8
<b>ST</b>	1801,3	1147,0	36,3
<b>DQO</b>	840	108	87,1

Fonte: O Autor

Houve pouca diferença no valor do pH, que variou de 7,03 a 6,81.

A redução de absorvância 680 nm, apontando, segundo Barrado-Moreno; Beltran-Heredia; Martín-Gallardo, (2015) e Vieira (2016), indica uma diferença significativa na concentração da biomassa algal no efluente.

Os SVT apresentaram a melhor remoção, seguida dos ST e SFT. Os resultados foram muito similares aos obtidos para o FBPD, apresentando novamente eficiência superior aos 20 % de remoção de ST obtido por Silva (2007) em estudo de pós-tratamento de efluente de reator UASB com coagulação e sedimentação utilizando MO. Tal diferença pode ser atribuída a matriz utilizada demonstrando uma maior afinidade da MO na coagulação de microalgas.

Em relação à biomassa recuperada obteve-se lodo predominantemente orgânico, conforme exposto na Tabela 15, semelhante ao obtido para o FBPD

Tabela 15 - Recuperação de SVT (mg.L<sup>-1</sup>), SFT (mg.L<sup>-1</sup>), ST (mg.L<sup>-1</sup>) no lodo (mg.L<sup>-1</sup>) para o processo de coagulação e sedimentação otimizado para o FBPD, com dosagem ótima de 500 mg.L<sup>-1</sup>, G<sub>rap</sub> de 180 rpm e V<sub>s</sub> de 4,9 m.dia<sup>-1</sup>

	Lodo
<b>SVT</b>	13063
<b>SFT</b>	1457
<b>ST</b>	14520

Fonte: O Autor

### 5.3. COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE COAGULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO ENTRE COAGULANTE NATURAL *Tanfloc SH* E *M. oleifera*

A comparação de eficiência entre a MO e *Tanfloc SH* foi feita de acordo com os resultados obtidos dos processos anteriores de otimização para ambos os coagulantes. Sendo assim, os efluentes dos fotobiorreatores usados nos ensaios possuíam características diferentes. Não foi possível fazer os ensaios com o mesmo efluente, pois o volume de cada fotobiorreator era de 50 L. Como o processo de otimização da coagulação e sedimentação demandaram grande volume de efluente, foi inviável realizá-los no mesmo dia para os dois coagulantes.

#### 5.3.1. Coagulação e sedimentação de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel exposto à radiação solar com tempo de detenção hidráulico de 8 dias

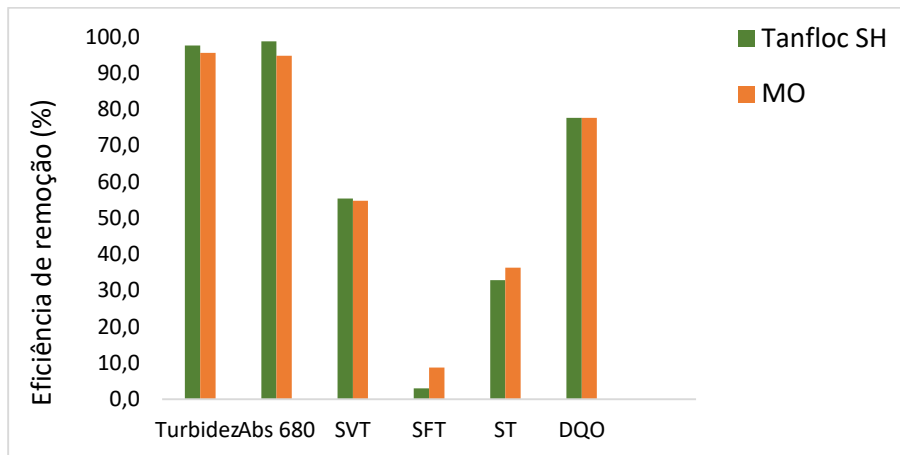
A turbidez inicial do efluente era de 178 NTU para o *Tanfloc* e 240 NTU para a MO e pH de 7,4 para ambos estando, portanto dentro de faixas ótimas para coagulação com *Tanfloc*. As condições de coagulação e sedimentação para cada coagulante encontram-se na Tabela 16 e a comparação da eficiência de remoção para as variáveis analisadas está representada na Figura 41.

Tabela 16 - Condições otimizadas de coagulação e sedimentação, dosagem ( $\text{mg.L}^{-1}$ ),  $G_{\text{rap}}$  (rpm),  $G_{\text{len}}$  (rpm), tempo de mistura (min) e  $V_s$  ( $\text{m.dia}^{-1}$ ) utilizando coagulante *Tanfloc* e MO na coagulação e sedimentação de efluente de FBPD com TDH de 8 dias

	<b>Tanfloc</b>	<b>Moringa oleifera</b>
<b>Dosagem</b>	60	400
<b><math>G_{\text{rap}}</math>/tempo</b>	100 / 1	180 / 2
<b><math>G_{\text{len}}</math>/tempo</b>	ausente	40 / 30
<b><math>V_s</math></b>	4,9	4,9

Fonte: O Autor

Figura 41 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$ ), de efluente de FBPD com TDH de 8 dias, entre coagulante natural de Tanfloc SH e de MO



Fonte: O Autor

Do exposto, nota-se que houve significativa remoção de turbidez, absorvância em comprimento de onda de 680 nm e SVT para Tanfloc e MO, sendo a remoção com Tanfloc SH ligeiramente superior para todas as variáveis analisada. Obteve-se eficiência de 97,7 e 95,6 % de remoção de turbidez para Tanfloc e MO respectivamente. O resultado obtido para esta variável é consequência do critério de decisão, selecionado para o parâmetro turbidez, maior para o Tanfloc, fornecendo, portanto, maior eficiência global de remoção. Nota-se que tanto o Tanfloc quanto a MO atingiram eficiência elevada de remoção de absorvância em comprimento de onda de 680 nm iguais a 98,8 e 94,8 %, corroborando um estudo sobre estes dois coagulantes, aplicados em cultura mista de microalgas em água bruta, realizado por Barrado-Moreno; Beltran-Heredia e Martín-Gallardo (2015). Neste estudo os autores também obtiveram eficiência superior para Tanfloc na remoção de cultura mista de microalgas em água bruta.

Como houve discrepância entre os critérios de decisão para os dois coagulantes, pode-se dizer que não há diferença da qualidade do efluente, para remoção de microalgas do FBPD com TDH de 8 dias, quando se utiliza Tanfloc ou MO. A decisão de qual coagulante usar pode se basear em dois fatores preponderantes para sua escolha:

- Quando se utiliza MO há necessidade da operação de floculação implicando no acréscimo de uma unidade de mistura lenta no processo de tratamento;
- A dosagem ótima da MO é superior à do Tanfloc.

Uma possibilidade de diminuir a dosagem elevada de MO pode ser a forma de preparo do coagulante, pois quanto mais eficiente a extração das propriedades coagulantes da semente de MO, pode-se obter menores dosagens de coagulante para iguais eficiências de remoção (FRANCO et al., 2017).

### 5.3.2. Coagulação e sedimentação de efluente de fotobiorreator do tipo flat panel mantido coberto com sombrite com tempo de detenção hidráulico de 8 dias

A comparação entre as condições de coagulação e sedimentação estão representadas na Tabela 17.

Tabela 17 - Condições otimizadas de coagulação e sedimentação, dosagem ( $\text{mg.L}^{-1}$ ),  $G_{m_{rap}}$  (rpm),  $G_{m_{len}}$  (rpm), tempo de mistura (min) e  $V_s$  ( $\text{m.dia}^{-1}$ ) utilizando coagulante Tanfloc e MO na coagulação e sedimentação de efluente de FBPC com TDH de 8 dias

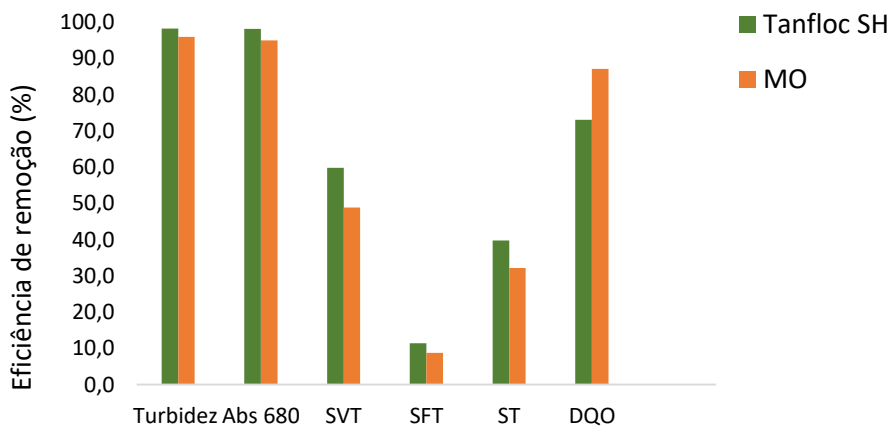
	<b>Tanfloc</b>	<b>Moringa oleifera</b>
<b>Dosagem</b>	50	500
<b><math>G_{m_{rap}}</math>/tempo</b>	100 / 1	180 / 2
<b><math>G_{m_{len}}</math>/tempo</b>	ausente	40 / 30
<b><math>V_s</math></b>	4,9	4,9

Fonte: O Autor

Comparando-se a eficiência entre Tanfloc e MO para remoção de microalgas no efluente de FBPC, observa-se a elevada eficiência de remoção com ambos coagulantes para as variáveis turbidez, absorvância em comprimento de onda de 680 nm e SVT (Figura 42).

Os resultados representados na Figura 42 são semelhantes aos resultados obtidos da comparação entre coagulantes para efluente de FBPD com TDH de 8 dias. Houve pequena diferença entre o uso de Tanfloc e MO, sendo que a eficiência de remoção de todas as variáveis quando se utiliza Tanfloc foi ligeiramente superior à MO. O melhor desempenho pode ser atribuído aos dois valores de critério de decisão do processo de otimização para os coagulantes, estabelecidos em 95 e 90 % de remoção de turbidez para o Tanfloc e a MO, sendo portanto menor para a MO.

Figura 42 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorbância em comprimento de onda de 680 nm, SVT (mg.L<sup>-1</sup>), SFT (mg.L<sup>-1</sup>), ST (mg.L<sup>-1</sup>) e DQO (mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>), de efluente de FBPC com TDH de 8 dias, entre coagulante natural de Tanfloc SH e de MO



Fonte: O Autor

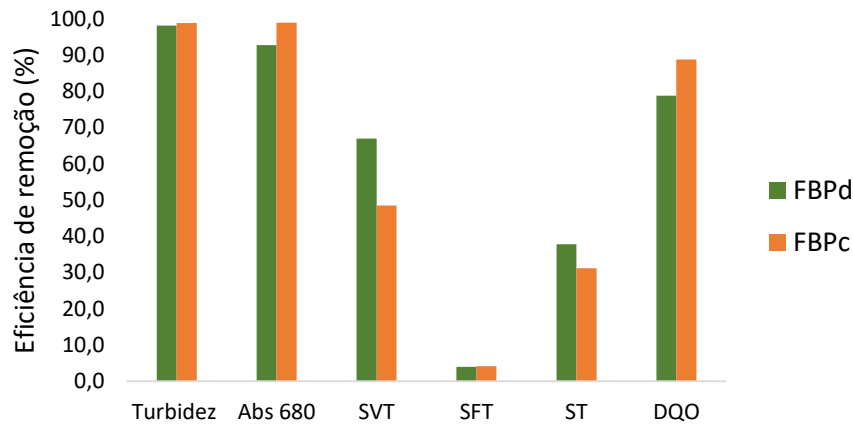
#### 5.4. COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE COAGULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO ENTRE FOTOBIORREACTORES FLAT PANEL EXPOSTO À RADIAÇÃO SOLAR E MANTIDO COBERTO COM SOMBRITE, COM TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA DE 6 E 8 DIAS

##### 5.4.1. Eficiência de coagulação e sedimentação de efluentes de fotobiorreatores, com tempo de detenção hidráulico de 6 dias, utilizando Tanfloc SH como coagulante

Inicialmente o efluente FBPD estava com 200 NTU e pH de 8,4 enquanto a turbidez e o pH do FBPC eram de 275 NTU e 6,47 respectivamente. Nota-se que ambos efluentes estavam dentro da faixa ótima de coagulação com o Tanfloc (GUTIÉRREZ et al., 2015). A remoção de turbidez e Abs 530 foram próximos (Figura 43).

A otimização dos parâmetros da coagulação e sedimentação para o efluente do FBT foi feita em período preliminar de teste e por isso não foi apresentada nessa comparação. Não foi possível repetir os ensaios porque as microalgas do FBT morreram e não restou tempo hábil para reestabelecimento da biomassa.

Figura 43 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorbância em comprimento de onda de 680 nm, SVT (mg.L<sup>-1</sup>), SFT (mg.L<sup>-1</sup>), ST (mg.L<sup>-1</sup>) e DQO (mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) de efluentes e FBPd e FBPC, com TDH de 6 dias, utilizando Tanfloc SH como coagulante



Fonte: O Autor

A partir da Figura 43 observa-se que a remoção de Abs 680 e Abs 750 foi superior para o FBPC, tendo o efluente clarificado turbidez remanescente 3,09 NTU enquanto o do FBPd teve turbidez de 3,67 NTU. Embora os valores remanescentes de turbidez e as eficiências de remoção para ambos os coagulantes tenham sido praticamente iguais, o Tanfloc apresentou melhor remoção desta variável quando a turbidez do FB foi maior e o pH menor. Este resultado era de certa forma esperado uma vez que outros estudos demonstraram que quanto maior é a turbidez, maior é a remoção com a dosagem ótima do Tanfloc (Sánchez-Martín; González-Velasco; Beltrán-Heredia, 2009; Selesu et al., 2016). O menor valor do pH do FBPC contribuiu para maior ionização dos agrupamentos amina permitindo assim melhor desestabilização das partículas coloidais (GRAHAM et al., 2008). Outro resultado obtido que pode corroborar com isso foi que a melhor remoção da Abs 680, portanto de clorofila-*a*, ocorreu para o FBPC (VIEIRA, 2016).

A comparação da eficiência de remoção de DQO para os dois FBPs foi divergente do encontrado por Hameed et al. (2016) em estudo de coagulação e floculação de efluente doméstico. Segundo estes autores, a maior remoção de DQO ocorre devido a afinidade do Tanfloc com a matéria orgânica. Porém, o resultado obtido foi de menor remoção de SVT para maior remoção de DQO. Em relação à remoção de SFT nota-se que para os reatores mantidos em diferentes condições de luminosidade houve baixa remoção de SFT, o que já era esperado segundo a afinidade citada pelo mesmo autor.

De forma geral pode-se dizer que não houve diferença na qualidade final do efluente clarificado quando se considera as condições de luminosidade a que os FBPs ficam expostos.

Os parâmetros de coagulação e otimização para os FBPs e FBT estão expostos na Tabela 18.

Tabela 18 - Valores otimizados de dosagem ótima para coagulante Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ ),  $G_{\text{rap}}$  (rpm) e velocidade de sedimentação ( $\text{m.dia}^{-1}$ ) para efluente de FBPs e FBT com TDH de 6 dias

<b>Parâmetros otimizados da coagulação e sedimentação</b>			
<b>Reatores</b>	<b>Dosagem ótima</b>	<b><math>G_{\text{rap}}</math></b>	<b>Velocidade de sedimentação</b>
<b>FBPd</b>	50	200	4,9
<b>FBPc</b>	50	100	10,3
<b>FBT</b>	160	150	4,9

Fonte: O Autor

O valor de dosagem ótima de coagulante mostrou-se maior para o FBT em relação aos FBPs implicando em um maior consumo. Os FBPs tiveram as menores dosagens ótimas de coagulação ( $50 \text{ mg.L}^{-1}$ ), sendo que a dosagem ótima para o FBT foi de  $160 \text{ mg.L}^{-1}$ . Este reator obteve também valor intermediário do  $G_{\text{rap}}$  de 150 rpm. O FBP que apresentou menor  $G_{\text{rap}}$  foi o FBPc assim como também o menor tempo de sedimentação.

A velocidade de sedimentação, aqui representada pelo tempo de sedimentação, é o mesmo que a taxa de aplicação superficial dos decantadores e, portanto, influencia na dimensão dos decantadores. Logo, maiores velocidades de sedimentação implicam em maiores volumes de efluente aplicado por metro quadrado do decantador. De acordo com a Tabela 18 a velocidade necessária para obter eficiência de remoção de 95 % da turbidez foi menor para os FBT e FBPd em relação ao FBPc, sendo necessário, portanto maiores decantadores e área de construção. Desta forma o FBPc mostra-se mais viável para TDH de 6 dias.

Levando em consideração o ponto de vista da otimização que busca os melhores resultados com o menor emprego de recursos, no TDH de 6 dias o FBPc foi o que apresentou a menor dosagem de coagulante e a maior velocidade de sedimentação.

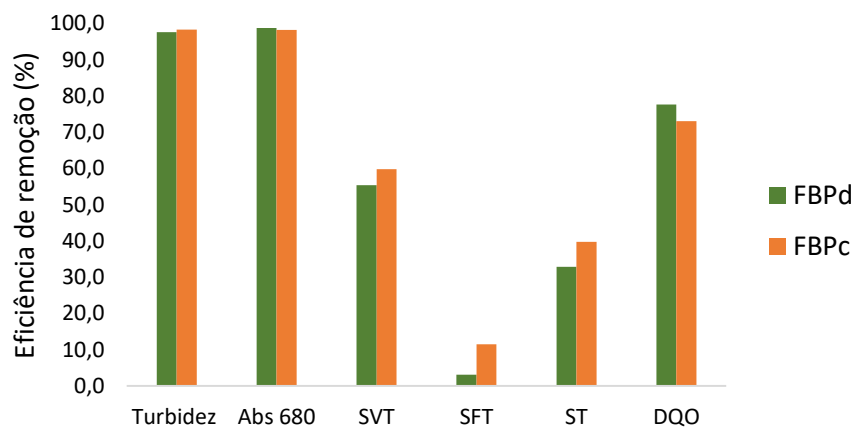
#### **5.4.2. Eficiência de coagulação e sedimentação de efluentes de fotobiorreatores, com tempo de detenção hidráulico de 8 dias, utilizando Tanfloc SH como coagulante**



Para a comparação da eficiência de remoção do processo otimizado utilizando Tanfloc como coagulante para os FBRs com TDH de 8 dias, foram utilizados apenas os efluentes provenientes dos FBPd e FBPc. Conforme descrito anteriormente, o processo de otimização para o FBT foi interrompido na investigação da dosagem ótima de coagulante, pois esta foi de  $500 \text{ mg.L}^{-1}$ , considerado alto, com remoção máxima de turbidez de 74,6 %, demonstrando a inviabilidade do processo de separação das microalgas para este FBR operando com TDH de 8 dias.

Em relação aos efluentes proveniente do FBPd e FBPc com turbidez inicial de 178 e 340 NTU e pH de 7,42 e 6,76, respectivamente, as eficiências de remoção de turbidez, Abs 530, Abs 680 e Abs 750 não apresentaram diferenças significativas (Figura 44). Os parâmetros com a maiores diferenças foram SVT, SFT, ST e DQO.

Figura 44 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ ) de efluentes de FBPd e FBPc, com TDH de 8 dias, utilizando Tanfloc SH como coagulante



Fonte: O Autor

Assim como para o TDH de 6 dias, a turbidez inicial do FBPc era maior. A eficiência de remoção de turbidez foi de 98,3 % e de 97,7 % para FBPc e FBPd com turbidez final de 5,8 e 4,16 NTU, respectivamente. Observa-se que os resultados obtidos apresentaram-se próximos aos encontrados na literatura para valores mais elevados de turbidez e valores de pH dentro do intervalo ótimo de coagulação do Tanfloc (SÁNCHEZ-MARTÍN; GONZÁLEZ-VELASCO; BELTRÁN-HEREDIA, 2009; SELESU et al., 2016)

Embora a diferença seja pequena, a remoção de absorvância em comprimento de onda de 680 nm foi maior para FBPd. O clarificado final para os efluentes do FBPd e FBPc tinha

Abs 680 final de 0,023 e 0,039, respectivamente, demonstrando a baixa concentração de clorofila-*a* e portanto de microalgas no efluente (VIEIRA, 2016).

A remoção de SVT, SFT, e ST foi maior para o FBPc. Houve remoção de SVT na ordem de 60% para este FBR, porém para ambos os FBPs os SFT tiveram pouca remoção. Observa-se que a maior remoção dos sólidos orgânicos do efluente não determinou maior remoção de DQO, estando em desacordo com Hameed et al. (2016), pois relataram que melhores remoções de DQO ocorrem quando há melhores remoções de SVT.

A comparação dos parâmetros otimizados da coagulação e sedimentação estão representados na Tabela 19.

Tabela 19 - Valores otimizados de dosagem ótima para coagulante Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ )  $G_{m_{rap}}$  (rpm) e velocidade de sedimentação ( $\text{m.dia}^{-1}$ ) para efluente de FBPs com TDH de 8 dias

<b>Parâmetros otimizados da coagulação e sedimentação</b>			
<b>Reatores</b>	<b>Dosagem ótima</b>	<b><math>G_{m_{rap}}</math></b>	<b>Velocidade de sedimentação</b>
<b>FBPd</b>	60	100	4,9
<b>FBPc</b>	50	100	4,9

Fonte: O Autor

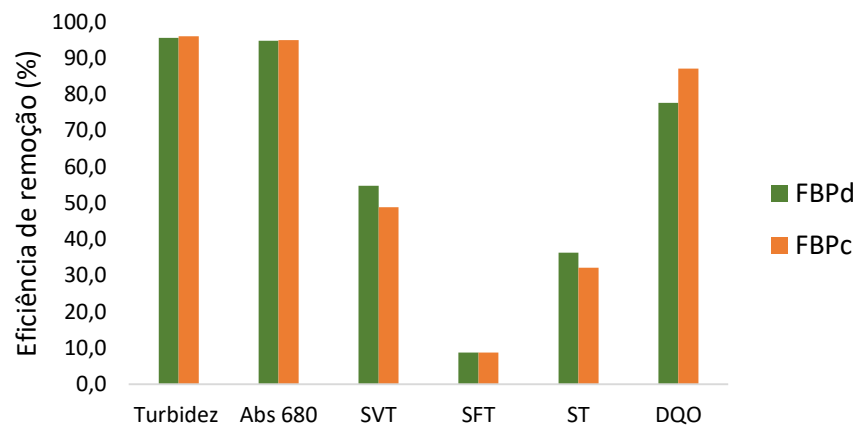
Conforme consta na Tabela 19, os parâmetros otimizados só diferiram em relação à dosagem ótima de coagulante, sendo de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$  para o FBPd enquanto para o FBPc foi de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ . Esta pequena diferença pode ter sido ocasionada pelo pH do efluente do FBPc que estava ligeiramente abaixo da neutralidade enquanto o do FBPd foi de 7,42.

Do ponto de vista da otimização a maior dosagem de coagulante implica em maior custo de operação devido à quantidade de coagulante necessária. Portanto, o FBPc apresenta-se como alternativa mais viável quando o TDH é de 8 dias.

#### **5.4.3. Eficiência de coagulação e sedimentação de efluentes de fotobiorreatores, com tempo de detenção hidráulico de 8 dias, utilizando *M. oleifera* como coagulante**

Na comparação da eficiência de remoção dos efluentes, inicialmente tinha-se para o FBPc a turbidez inicial de 301 NTU e pH de 7,03, enquanto que para o FBPd estas variáveis foram de 240 NTU e 7,42. Os resultados obtidos estão representados na Figura 45.

Figura 45 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT (mg.L<sup>-1</sup>), SFT (mg.L<sup>-1</sup>), ST (mg.L<sup>-1</sup>) e DQO (mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) de efluentes de FBPD e FBPC, com TDH de 8 dias, utilizando MO como coagulante



Fonte: O Autor

Nota-se pela Figura 45 que as eficiências de remoção de turbidez foram próximas, sendo de 95,6 % para o FBPd e de 96 % para o FBPC. Como a otimização da dosagem de coagulante foi de 500 mg.L<sup>-1</sup> para ambos os FBPs, o resultado obtido pela comparação demonstra que com a mesma dosagem é possível alcançar a mesma eficiência de remoção de turbidez para valores mais elevados desta variável enquanto o pH está próximo à neutralidade. Aproximadamente a mesma eficiência (95 %) foi observada em relação à redução de absorvância em comprimento de onda de 680 nm.

A remoção de ST se deu principalmente através da remoção de SVT, sendo a eficiência de 54,8 % para o FBPd e de 48,9 % para o FBPC, enquanto obteve-se baixa remoção de SFT para os FBPs, na faixa de 9 %.

Diante dos resultados, para o tempo de detenção hidráulico de 8 dias, a utilização de MO como coagulante natural apresentou os mesmos parâmetros otimizados da coagulação e sedimentação testados com os efluentes dos FBPs (Tabela 20).

Tabela 20 - Valores otimizados de dosagem ótima para coagulante MO (mg.L<sup>-1</sup>), G<sub>mrap</sub> (rpm) e velocidade de sedimentação (m.dia<sup>-1</sup>) para efluente de FBPs com TDH de 8 dias

<b>Parâmetros otimizados da coagulação e sedimentação</b>			
<b>Reatores</b>	<b>Dosagem ótima</b>	<b>G<sub>mrap</sub></b>	<b>Velocidade de sedimentação</b>
<b>FBPd</b>	500	180	4,9
<b>FBPC</b>	500	180	4,9

Fonte: O Autor

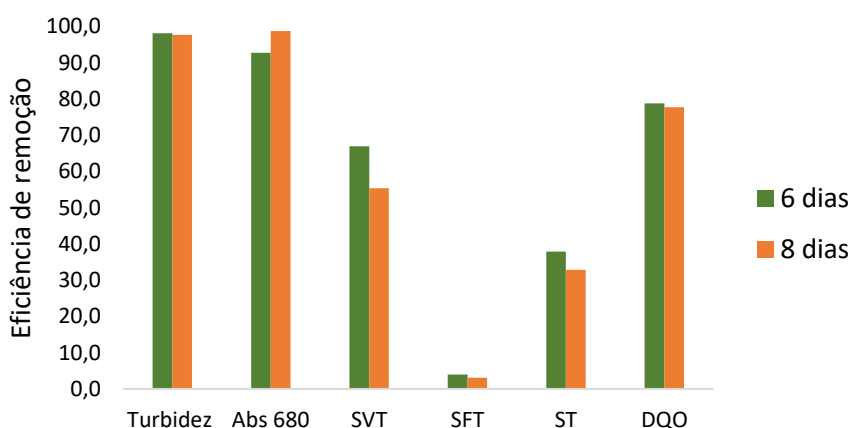
## 5.5. COMPARAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO, UTILIZANDO TANFLOC SH COMO COAGULANTE, PARA FBPs COM DIFERENTES TDH

Para a comparação da eficiência de remoção de turbidez, absorbância em comprimento de onda 680 nm, ST, SVT, SFT e DQO foram utilizados os dados obtidos da otimização dos parâmetros de coagulação e sedimentação. Como não houve tempo hábil para otimização do efluente dos FBRs com TDH de 6 dias utilizando a MO como coagulante, este tópico só compara os resultados de remoções desses parâmetros utilizando o Tanfloc SH.

### 5.5.1. Comparação entre FBPd com TDH de 6 e 8 dias

Os efluentes tinham inicialmente turbidez de 200 NTU e pH de 8,4 para o TDH de 6 dias e turbidez de 178 NTU e pH de 7,42 para TDH de 8 dias (Figura 46).

Figura 46 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorbância em comprimento de onda de 680 nm, SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$ ), efluente, utilizando Tanfloc SH como coagulante, entre efluente de FBPd com TDH de 6 e 8 dias



Fonte: O Autor

De acordo com o exposto na Figura 46 houve um equilíbrio da diferença de remoção entre os dois TDHs em análise, sendo difícil ponderar qual seria o melhor tempo de permanência das microalgas no FB de forma que se influencie positivamente o processo de remoção. No TDH de 8 dias obteve-se a melhor remoção de ABS 680, com 98,8 % de eficiência,

portanto de clorofila-*a*, segundo (VIEIRA, 2016). Porém, o TDH de 6 dias apresentou a melhor remoção de SVT, com 67 % de eficiência.

Ao comparar os parâmetros otimizados da coagulação e sedimentação (Tabela 21), o TDH de 8 dias forneceu melhores resultados para  $G_{m_{rap}}$  e tempo de sedimentação enquanto que o TDH de 6 dias forneceu a menor dosagem.

Tabela 21 - Valores otimizados de dosagem ótima para coagulante Tanfloc SH ( $mg.L^{-1}$ )  $G_{m_{rap}}$  (rpm) e velocidade de sedimentação ( $m.dia^{-1}$ ) para efluente de FBPD com TDH de 6 e 8 dias

<b>Parâmetros otimizados da coagulação e sedimentação</b>			
<b>TDH</b>	<b>Dosagem ótima</b>	<b><math>G_{m_{rap}}</math></b>	<b>Velocidade de sedimentação</b>
<b>6 dias</b>	50	200	4,9
<b>8 dias</b>	60	100	10,3

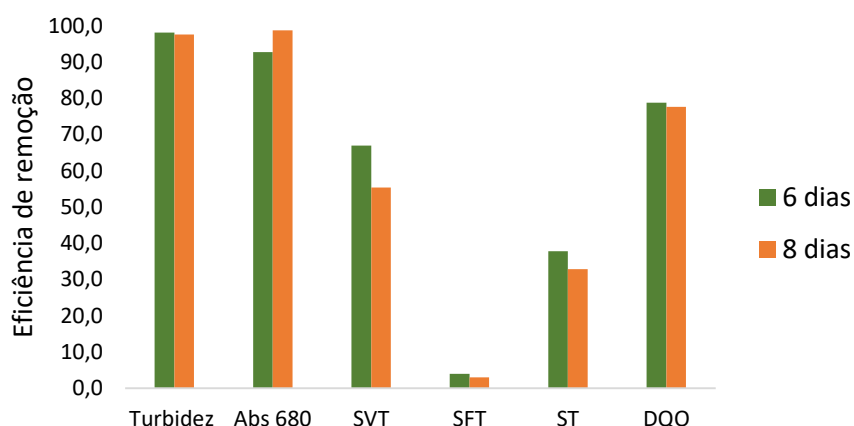
Fonte: O Autor

De acordo com a Tabela 21, o TDH de 8 dias teve os menores valores de  $G_{m_{rap}}$  e maior velocidade de sedimentação. Porém, como houve diferença de dosagem de  $10 mg.L^{-1}$  entre os TDHs de 6 e 8 dias, seria necessário saber qual é a quantidade diária de coagulante utilizada. A escolha do TDH de 8 dias implicando em maior consumo de coagulante, onerando assim a sua operação. Em contrapartida, para o referido TDH há menor consumo de energia para mistura e menor dimensão do tanque de sedimentação.

### **5.5.2. Comparação entre FBPC com TDH de 6 e 8 dias**

De forma geral melhor eficiência de remoção foi obtida com o TDH de 6 dias, com destaque para a diferença de remoção de DQO que foi praticamente de 16 % entre os TDHs. O efluente do FBPC com TDH de 6 dias tinha turbidez de 175 NTU e pH e 6,47 enquanto o TDH de 8 dias tinha turbidez de 340 NTU e pH de 6,76 (Figura 47)

Figura 47 - Comparação da eficiência de remoção de turbidez (NTU), absorvância em comprimento de onda de 680 nm, SVT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), SFT ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e DQO ( $\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$ ), de efluente, utilizando Tanfloc SH como coagulante, entre efluente de FBPC com TDH de 6 e 8 dias



Fonte: O Autor

A otimização dos parâmetros de coagulação e sedimentação forneceu o mesmo resultado para a dosagem ótima de coagulante e  $G_{m_{rap}}$  para ambos os TDH. A diferença entre ambos os TDH se deu por conta do tempo de sedimentação que foi menor para o de 6 dias (Tabela 22). O menor tempo de sedimentação implica na utilização de menor área superficial do decantador, tendo assim menor custo de construção.

Os parâmetros otimizados da sedimentação indicam que o TDH de 6 dias favorece o processo de separação das microalgas quando o FB não fica diretamente exposto à radiação solar, devido à maior velocidade de sedimentação.

Tabela 22 - Valores otimizados de dosagem ótima para coagulante Tanfloc SH ( $\text{mg.L}^{-1}$ )  $G_{m_{rap}}$  (rpm) e velocidade de sedimentação ( $\text{m.dia}^{-1}$ ) para efluente de FBPC com TDH de 6 e 8 dias

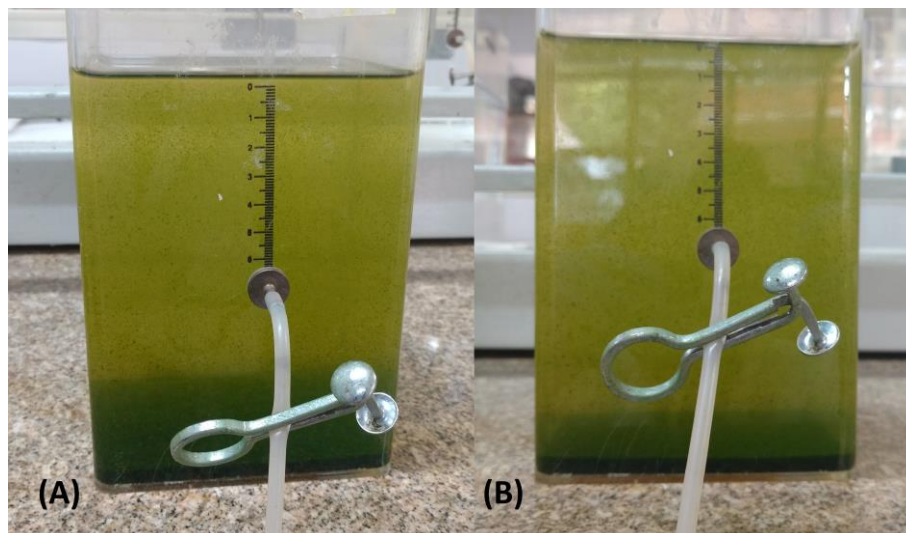
Parâmetros otimizados da coagulação e sedimentação			
TDH	Dosagem ótima	$G_{m_{rap}}$	Velocidade de sedimentação
6 dias	50	100	10,3
8 dias	50	100	4,9

Fonte: O Autor

## 5.6. Ressuspensão do lodo

A análise visual de ressuspensão da biomassa algal foi feita para FBPd e FBPc para os TDHs de 6 e 8 dias e com o coagulante Tanfloc SH e MO. Verificou-se que para ambos os coagulantes, FBRs e TDHs analisados não houve a ressuspensão do lodo sedimentado após 24 horas do processo de coagulação e sedimentação com uso dos parâmetros otimizados (Figura 48).

Figura 48 - Análise de ressuspensão do lodo de fundo para FBPc com TDH de 8 dias utilizando MO como coagulante com dosagem ótima de  $500 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $G_{\text{rap}}$  180 rpm e  $V_s$  de  $3,1 \text{ m.dia}^{-1}$ . (A) foto após processo de coagulação e sedimentação por 30 minutos; (B) foto após 24 horas após processo de coagulação e sedimentação



Fonte: O Autor

O resultado obtido não está de acordo com Ferrer (2017) que observou a ocorrência da ressuspensão do lodo após processo de coagulação e sedimentação, de efluente proveniente de FBT utilizando Tanfloc como coagulante, com concentração de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ , após algumas horas de sedimentação.

## 6. CONCLUSÕES

Considerando as condições nas quais os ensaios foram feitos conclui-se:

Para coagulação e sedimentação de microalgas provenientes de fotobiorreator tubular, quando comparado com fotobiorreatores tipo *Flat Panel*, com tempo de detenção hidráulica de 6 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, necessita-se de maior dosagem de coagulante.

A utilização de Tanfloc SH na coagulação de microalgas mostra-se eficiente obtendo-se eficiências de remoção de turbidez superiores a 95 %.

Não é necessária etapa de floculação quando se utiliza o Tanfloc SH como coagulante.

A coagulação de microalgas utilizando *M. oleifera* mostra-se promissora e o aperfeiçoamento da metodologia de extração de suas propriedades coagulantes pode conduzir a utilização de menores dosagens.

Em todos os processos de otimização da coagulação a dosagem ótima de *M. oleifera* foi maior que a obtida para Tanfloc SH.

A comparação entre Tanfloc SH e *Moringa oleifera* demonstrou que ambos foram capazes de promover remoções de turbidez superiores a 95 % e remoção de absorvância em comprimento de onda de 680 nm a cima de 90 % indicando boa eficiência de coagulação e sedimentação das algas.

O tempo de detenção hidráulica de 8 dias para o fotobiorreator tubular inviabilizou o processo de coagulação e sedimentação, tanto utilizando Tanfloc SH quanto sementes de *M. oleifera*, fazendo-se necessária a dosagem de elevadas dosagens de coagulante.

O fotobiorreator tipo *flat panel* mantido coberto com sombrite apresentou as melhores condições para coagulação e sedimentação quando utilizado Tanfloc SH.

O fotobiorreator tipo *flat panel* mantido coberto com sombrite apresentou idênticas condições para coagulação e sedimentação quando utilizado *Moringa oleifera*.

O processo de coagulação e sedimentação de microalgas para fotobiorreator exposto a luz solar com tempo de detenção hidráulico de 8 dias apresentou melhores resultados de remoção de turbidez e absorvância em comprimento de onda de 680 nm para Tanfloc SH. Maiores dosagens de coagulante, gradientes de mistura rápida e necessidade de mistura lenta foram empregados para remoção das microalgas quando utilizado *M. oleifera*. Porém igual velocidade de sedimentação ( $4,9 \text{ m/dia}^{-1}$ ) foi obtida.



Para o fotobiorreator *flat panel* coberto com tempo de detenção hidráulico de 8 dias obteve-se eficiências próximas de remoção de turbidez, absorvância em comprimento de onda de 680 nm e sólidos voláteis quando utilizado ambos os coagulantes.

A comparação da otimização da coagulação e sedimentação utilizando Tanfloc SH entre os fotobiorreatores tubular, *flat panel* mantido coberto por sombrite e exposto à radiação solar, com tempo de detenção hidráulica de 6 dias, demonstrou que a remoção das microalgas é mais favorável para o *flat panel* mantido coberto por sombrite, tendo como vantagens menor gradiente de mistura rápida e maior velocidade de sedimentação do efluente coagulado em relação aos outros fotobiorreatores.

A vantagem do emprego de fotobiorreator *flat panel* mantido coberto por sombrite em relação ao exposto à radiação solar quando o tempo de detenção hidráulica foi de 8 dias utilizando Tanfloc SH como coagulante, consistiu na menor dosagem ótima do referido coagulante.

A utilização de *M. oleifera* como coagulante para os fotobiorreatores *flat panel* coberto por sombrite e exposto à radiação solar com tempo de detenção hidráulico de 8 dias, não teve diferença significativa no rendimento de remoção assim como condição de coagulação e sedimentação.

Para coagulação utilizando Tanfloc SH e sedimentação dos efluentes provenientes do fotobiorreatores *flat panel* exposto à radiação solar, a comparação entre os tempos de detenção hidráulica de 6 e 8 dias não apresentou evidências conclusivas em relação a escolha de um ou outro tempo. A vantagem de menor gradiente de mistura rápida e tempo de sedimentação para o fotobiorreator com tempo de detenção hidráulica de 8 dias pode ser contrabalanceada pela menor dosagem ótima do Tanfloc SH para o de 6 dias.

O tempo de detenção hidráulico de 6 dias mostrou-se mais vantajoso de aplicação do que o de 8 dias para os fotobiorreatores *flat panel* mantido coberto por sombrite, tendo como vantagem a maior velocidade de sedimentação utilizando Tanfloc SH como coagulante.

Não ocorreu a ressuspensão da biomassa sedimentada indicando que não há perda de eficiência do processo de coagulação e sedimentação ao longo do tempo.

## Referências Bibliográficas

- ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A. A.; IBRAHEEM, I. B. M. **Microalgae and wastewater treatment**. Saudi Journal of Biological Sciences, v. 19, n. 3, p. 257–275, 2012.
- ALI, E. N.; MUYIBI, S. a; SALLEH, H. M.; SALLEH, M. R. M.; GOMBAK, J. **Moringa Oleifera seeds as natural coagulant for water treatment** *Water Technology*. Hurghada, 2009.
- ANA. **Agência Nacional de Águas (ANA) - Atlas Esgotos - Despoluição de bacias hidrográficas**.
- ARANTES, C. C.; RIBEIRO, T. A. P.; PATERNIANI, J. E. S. **Processing of Moringa oleifera seeds using different equipments to obtain coagulant solution**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, n. 6, p. 661–666, 2012.
- BARLOW, E. W. R.; BOERSMA, L.; PHINNEY, H. K.; MINER, J. R. **Algal Growth in Diluted Pig Waste**. Agricultural Environment, v. 2, 1975.
- BARRADO-MORENO, M. M.; BELTRAN-HEREDIA, J.; MARTÍN-GALLARDO, J. **Microalgae removal with Moringa oleifera**. Toxicon, v. 110, p. 68–73, 2015.
- BARRADO-MORENO, M. M.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; MARTÍN-GALLARDO, J. **Removal of Oocystis algae from freshwater by means of tannin-based coagulant**. Journal of Applied Phycology, v. 28, n. 3, p. 1589–1595, 2016.
- BARROS, A. I.; L. GONÇALVEZ, A.; SIMÕES, M.; PIRES, J. C. M. **Harvesting Techniques Applied to Microalgae: A Review**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2015.
- BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; SOLERA-HERNÁNDEZ, C. **Anionic surfactants removal by natural coagulant/flocculant products**. Industrial and Engineering Chemistry Research, v. 48, n. 10, p. 5085–5092, 2009.
- BELTRÁN HEREDIA, J.; SÁNCHEZ MARTÍN, J. **Removing heavy metals from polluted surface water with a tannin-based flocculant agent**. Journal of Hazardous Materials, v. 165, n. 1–3, p. 1215–1218, 2009.
- BILANOVIC D., S. G. Flocculation of Microalgae with cationic polymers - **Effects of Medium Sallinity**. Environmental and Water Resources Engineering, Technion, Israel Institute of Technology, 1988.
- BOLTO, B.; GREGORY, J. **Organic polyelectrolytes in water treatment**. Water Research, v. 41, n. 11, p. 2301–2324, 2007.
- BRASIL. Resolução n. . 2006, p. 1–32.
- CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360–369, 2012.
- CHEN, W. T.; ZHANG, Y.; ZHANG, J.; YU, G.; SCHIDEMAN, L. C.; ZHANG, P.; MINARICK, M. **Hydrothermal liquefaction of mixed-culture algal biomass from wastewater treatment system into bio-crude oil**. Bioresource Technology, v. 152, p. 130–139, 2014.
- CHERNICHARO, C. A. de L. **Princípios do tratamento Biológico de Águas Residuárias - Reatores Anaeróbios**. Segunda ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais -

UFMG, 2011.

DANQUAH, M. K.; GLADMAN, B.; MOHEIMANI, N.; FORDE, G. M. **Microalgal growth characteristics and subsequent influence on dewatering efficiency.** *Chemical Engineering Journal*, v. 151, n. 1–3, p. 73–78, 2009.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água -Volume 9.** Rio de Janeiro: ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1993.

DI BERNARDO, L.; MINILLO, A.; DANTAS, A. D. B. **Florações de Algas e de Cianobactérias: suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento.**

FERRER, R. dos S. **Crescimento da biomassa algal, recuperação de nitrogênio, fósforo e remoção de patógenos em fotobiorreator (FBR) utilizado em pós-tratamento de reator UASB alimentado com água negra simulada.** Universidade de São Paulo, 2017.

FLATEN, T. P. **Aluminium as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water.** *Brain Research Bulletin*, v. 55, n. 2, p. 187–196, 2001.

FRANCO, C. S.; BATISTA, M. D. A.; DE OLIVEIRA, L. F. C.; KOHN, G. P.; FIA, R. **Coagulação com semente de moringa oleifera preparada por diferentes métodos em águas com turbidez de 20 a 100 UNT.** *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 22, n. 4, p. 781–788, 2017.

GHEBREMICHAEL, K. A. **Moringa Seed and Pumice As Alternative Natural Materials for Drinking Water Treatment.**

GRAHAM, N.; GANG, F.; FOWLER, G.; WATTS, M. **Characterisation and coagulation performance of a tannin-based cationic polymer: A preliminary assessment.** *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 327, n. 1–3, p. 9–16, 2008.

GREGOR, E. J.; SIMPSON, S.; ANDREW, C. **Health Risks of Synthetic Polymers and Monomers, and Methodes of monitoring and Control.**

GRIMA, E. M.; SEVILLA, J. M. F.; FERNÁNDEZ, F. G. A. **Encyclopedia of Industrial Biotechnology: Bioprocess, Bioseparation, and Cell Technology.** 2010.

GUIMARÃES, A. F. **Estudo da Coagulação - Flocculação de Água com Cor ou Turbidez Elevada.** 1987.

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.

GUTIÉRREZ RAQUEL, PASSOS FABIANA, FERRER IVET, UGGETI ENRICA, G. J. **Gutierrez – Harvesting microalgae from wastewater treatment systems with natural flocculants: effect on biomass settling and biogas production.pdf.** Elsevier, 2015.

HAMEED, Y. T.; IDRIS, A.; HUSSAIN, S. A.; ABDULLAH, N. **A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant.** *Journal of Environmental Management*, v. 184, p. 494–503, 2016.

HENDERSON, R. K.; PARSONS, S. A.; JEFFERSON, B. **The impact of differing cell and algogenic organic matter (AOM) characteristics on the coagulation and flotation of algae.** *Water Research*, v. 44, n. 12, p. 3617–3624, 2010.

HENDRAWATI, H.; YULIASTRI, I. R.; NURHASNI; ROHAETI, E.; EFFENDI, H.; DARUSMAN, L. K. **The use of Moringa Oleifera Seed Powder as Coagulant to Improve the Quality of Wastewater and Ground Water.** IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, v. 31, n. 1, 2016.

HESSE, M. C. dos S. **Estudo da floculação de microalgas empregando floculantes naturais.** 2016. Universidade Federal do Paraná, 2016.

HODAI, Z.; HORVÁTH, G.; HANAK, L.; BOCSI, R. Separation methods in the algae technology. **Hungarian Journal of Industry and Chemistry Vezprém**, v. 40, n. 1, p. 5–8, 2012.

IBGE. Censo Demográfico 2010. Características da População e dos Domicílios. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, p. 48, 2010.

IBGE, I. B. de G. e E. **Projeção da População do Brasil e das Unidades da Federação.**

JAHN, S. A. A.; DIRAR, H. **Studies on natural water coagulants in the Sudan, with special reference to Moringa oleifera seeds.** Water SA, v. 5, n. 2, p. 90–97, 1979.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, E. P. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KAPDAN, I. K.; ASLAN, S. **Application of the Stover–Kincannonkinetic model to nitrogen removal by *Chlorella vulgaris* in a continuously operated immobilized photobioreactor system.** Journal of Chemical Technology & Biotechnology, v. 83, n. May, p. 1163–1169, 2008.

KIM, S.; LEE, Y.; HWANG, S. J. **Removal of nitrogen and phosphorus by *Chlorella sorokiniana* cultured heterotrophically in ammonia and nitrate.** International Biodeterioration and Biodegradation, v. 85, p. 511–516, 2013.

LO MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T.; E. JÚNIOR, V.; NASCIMENTO, F. S.; PAIVA, E. C. R. **Ação Coagulante do Extrato de Sementes de Moringa Preparado em Diferentes Substâncias Químicas.** Revista Engenharia na Agricultura - REVENG, v. 20, n. 5, p. 453–459, 2012.

MARTÍNEZ, M. E.; JIMÉNEZ, J. M.; EL YOUSFI, F. **Influence of phosphorus concentration and temperature on growth and phosphorus uptake by the microalga *Scenedesmus obliquus*.** Bioresource Technology, v. 67, n. 3, p. 233–240, 1998.

MENDES, C. G. N. **Estudo da Coagulação e Floculação de Águas Sintéticas e Naturais com Turbidez e Cor Variáveis.** 1989.

METCALF; EDDY, &. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos.** 5. ed.

MUYIBI, S. A.; EIVSON, L. M. **Optimizing physical parameters affecting coagulation of turbid water with Moringa oleifera seeds** Water Research, 1995. .

NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, K. S.; TALBOT, B. G. **Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using Moringa oleifera.** Water Research, v. 29, n. 2, p. 703–710, 1995.

NDABIGENGESERE, A.; SUBBA NARASIAH, K. **Quality of water treated by coagulation using Moringa oleifera seeds** Water Research, 1998.

NETTO, A. **Técnicas de Abastecimento e Tratamento de Água - Volume 2.** São Paulo:

CETESB, 1974.

PEREIRA, F.; SERRÃO, V.; BERGAMASCO, R.; RIBAU, M. **The use of Moringa oleifera as a natural coagulant in surface water treatment.** *Chemical Engineering Journal*, v. 313, p. 226–237, 2016.

RAWAT, I.; RANJITH KUMAR, R.; MUTANDA, T.; BUX, F. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3411–3424, 2010.

RENAULT, F.; SANCEY, B.; BADOT, P. M.; CRINI, G. **Chitosan for coagulation/flocculation processes - An eco-friendly approach.** *European Polymer Journal*, v. 45, n. 5, p. 1337–1348, 2009.

RUIZ, J.; ÁLVAREZ, P.; ARBIB, Z.; GARRIDO, C.; BARRAGÁN, J.; PERALES, J. A. **Effect of nitrogen and phosphorus concentration on their removal kinetic in treated urban wastewater by *Chlorella vulgaris*.** *International Journal of Phytoremediation*, v. 13, n. 9, p. 884–896, 2011.

SACCHI, G. D. **Flotação por ar dissolvido aplicado à separação de microalgas cultivadas em fotobiorreator, alimentado com vinhaça pré-tratada físico-quimicamente, com vistas à exploração de seu potencial bioenergético.** 2015. Universidade de São Paulo, 2015.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GONZÁLEZ-VELASCO, M.; BELTRÁN-HEREDIA, J. Acacia mearnsii de wild tannin-based flocculant in surface water treatment. **Journal of Wood Chemistry and Technology**, v. 29, n. 2, p. 119–135, 2009.

SANTOS, B. H. F. **Pós tratamento físico químico com sedimentação de efluente de reator anaeróbio com leito fixo constituído de fibras flexíveis.** 2015. Universidade de São Paulo - USP, 2015.

SELESU, N. F. H.; DE OLIVEIRA, T. V.; CORRÊA, D. O.; MIYAWAKI, B.; MARIANO, A. B.; VARGAS, J. V. C.; VIEIRA, R. B. **Maximum microalgae biomass harvesting via flocculation in large scale photobioreactor cultivation.** *Canadian Journal of Chemical Engineering*, v. 94, n. 2, p. 304–309, 2016.

SHAN, T. C.; MATAR, M. AI; MAKKY, E. A.; ALI, E. N. The use of Moringa oleifera seed as a natural coagulant for wastewater treatment and heavy metals removal. **Applied Water Science**, v. 7, n. 3, p. 1369–1376, 2016.

SHAW, J. D. **Introduction to Colloid and Surface Chemistry.**

SHELEF, G.; SUKENIK, A.; GREEN, M. Microalgae harvesting and processing: a literature review. n. 0, 1984.

SILVA, F. J. A. da; NETO, J. W. da S.; MOTA, F. S. B.; SANTOS, G. P. **Descolorização De Efluente De Indústria Têxtil Utilizando Coagulante Natural (Moringa Oleifera E Quitosana).** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, n. 1, p. 5, 2000.

SILVA, M. E. R. **Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários por coagulantes naturais e não-naturais.** *Rev. Tecnol. Fortaleza*, p. 178–190, 2007.

SOUSA, G. P. G. **Phosphorus and Nitrogen Removal from Digested Black Water Using *Chlorella Sorokiniana* in a Flat-Panel Photobioreactor: Batch and Continuous Mode Evaluation.** Master Inter-University in Environmental Engineering Expertise : Management of

Wastewa. Msc Thesis, 2013.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. **Effect of ammonia concentrations on growth of *Chlorella vulgaris* and nitrogen removal from media**. *Bioresource Technology*, v. 57, n. 1, p. 45–50, 1996.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. **Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. Part II. The effect of water background organics**. *Separation and Purification Technology*, v. 53, n. 1, p. 126–134, 2006.

TENNEY, M. W.; ECHELBERGER, W. F.; SCHUESSLER, R. G.; PAVONI, J. L. **Algal Flocculation with Synthetic Organic Polyelectrolytes**. *Applied Microbiology*, v. 18, n. 6, p. 965–971, 1969.

UDOM, I.; ZARIBAF, B. H.; HALFHIDE, T.; GILLIE, B.; DALRYMPLE, O.; ZHANG, Q.; ERGAS, S. J. **Harvesting microalgae grown on wastewater**. *Bioresource Technology*, v. 139, p. 101–106, 2013.

UGWU, C. U.; OGBONNA, J. C.; TANAKA, H. **Characterization of light utilization and biomass yields of *Chlorella sorokiniana* in inclined outdoor tubular photobioreactors equipped with static mixers**. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 11, p. 3406–3411, 2005.

VALDEZ, Q. F. **Ocorrência e remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Crzptosporidium* spp. em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) operando com esgoto snitário e águas negras simuladas**. Universidade de São Paulo, 2016.

VIEIRA, R. **Remoção de microalgas por pré-ozonização e flotação por ar dissolvido**. 2016. Universidade de São Paulo, 2016.

W. GRABOW, J.L. SLABBERT, W. S. . M. and S. J. **Toxicity and mutagenicity evaluation of water coagulated with *Moringa oleifera* seed preparations using fish, protozoan, bacterial, coliphage, enzyme and Ames Salmonella assays**. *Water SA*, v. 11, n. SUPPL. 1, p. 117–130, 1985.

XIN, L.; HONG-YING, H.; KE, G.; YING-XUE, S. **Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth, nutrient uptake, and lipid accumulation of a freshwater microalga *Scenedesmus* sp.** *Bioresource Technology*, v. 101, n. 14, p. 5494–5500, 2010.

YIN, C. Y. **Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment**. *Process Biochemistry*, v. 45, n. 9, p. 1437–1444, 2010.