

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
DEPARTAMENTO DE HIDRÀULICA E SANEAMENTO

BRUNO CARAVITA

Remoção de algas do efluente proveniente de um sistema
UASB/fotobiorreator, alimentado com água negra, através do
processo de flotação utilizando coagulante natural a base de tanino

São Carlos

2017

Bruno Caravita

Remoção de algas do efluente proveniente de um sistema UASB/fotobiorreator, alimentado com água negra, através do processo de flotação utilizando coagulante natural a base de tanino

Versão Original

Trabalho de graduação apresentado ao Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – USP para a conclusão do curso de bacharelado em Engenharia Ambiental.

Área de Concentração: Saneamento

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel

São Carlos

2017

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

Caravita, Bruno

C262r

Remoção de algas do efluente proveniente de um sistema UASB/fotobiorreator, alimentado com água negra, através do processo de flotação utilizando coagulante natural a base de tanino / Bruno Caravita; orientador Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel. São Carlos, 2017.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2017.

1. Sistema descentralizado de saneamento e reuso.
2. Água negra. 3. Coagulante natural a base de tanino.
- 4 . Flotação por ar dissolvido. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Bruno Caravita**

Data da Defesa: 09/11/2017

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel (Orientador(a))

APROVADO

Prof. Dr. Marco Antonio Penalva Reali

APROVADO

Nathalie Dyane Miranda Stompo

APROVADO

Resumo

O sistema descentralizado de saneamento e reuso enfoca o saneamento de um ponto de vista mais sustentável, através da reutilização de recursos presentes no esgoto, tais como nitrogênio e fósforo, e geração de energia. O reator UASB amplamente empregado em estações de tratamento, é apresentado como tecnologia central do tratamento, pois durante a estabilização de matéria orgânica é gerado biogás. O efluente anaeróbio digerido do reator possui alta carga de nutrientes que podem ser retirados do meio com algum tipo de tratamento adequado. A relação C:N:P do efluente é favorável ao tratamento com fotobiorreator. Neste trabalho foi utilizado fotobiorreator *flat panel* com uma cultura de algas diversificada operado em regime de batelada. Após tratamento os nutrientes estão incorporados na biomassa algal, sendo necessário algum tipo de remoção desta biomassa para o recuperação de nitrogênio e fósforo. Os processos de separação, das algas, tais como sedimentação, filtração, flotação natural utilizados até hoje para a remoção de algas do efluente constituem uma barreira na viabilidade do processo quando aplicados em grande escala. O presente trabalho avalia o desempenho do sistema de flotação por ar dissolvido na separação da biomassa algal do efluente antecedido apenas por coagulação com coagulante natural à base de tanino. Para um possível aproveitamento futuro da biomassa algal, seja para utilização como fertilizante, indústria farmacêutica ou alimentícia, a utilização de um coagulante de origem natural no processo de coagulação possui vantagens sobre os coagulantes a base de sais de metais utilizados até então devido à sua baixa toxicidade e biodegradabilidade. Foram realizadas análises de turbidez, densidade óptica, peso seco, sólidos suspensos totais para caracterização do efluente do fotobiorreator e do efluente flotado para a caracterização do efluente e avaliação da eficiência de remoção. Foi obtida eficiência de remoção superior a 98,5 % de turbidez, sólidos suspensos totais e algas.

Palavras chave: Sistema descentralizado de saneamento e reuso; água negra; coagulante natural a base de tanino, flotação por ar dissolvido.

Abstract

The decentralized sanitation and reuse focuses on sanitation from a more sustainable point of view, through the reuse of resources present in the sewage, such as nitrogen and phosphorus, and energy generation. The UASB reactor is widely used in treatment plants, is presented as the central treatment technology, because during the stabilization of organic matter biogas is generated. The digested anaerobic effluent from the reactor has a high nutrient load that can be removed from the environment with some kind of adequate treatment. The C: N: P ratio of the effluent is favorable to the photo-bioreactor treatment. In this work was used flat panel photo-bioreactor with a diverse algae culture operated in a batch regime. After treatment the nutrients are incorporated in the algal biomass, this makes some type of removal of this biomass for the recovery of nitrogen and phosphorus necessary. The separation processes, algae, such as sedimentation, filtration and natural flotation used to remove algae from the effluent are a barrier in the viability of the process when applied on a large scale. The present work evaluates the performance of dissolved air flotation system in the separation of the algal biomass from the effluent preceded only by coagulation with natural coagulant based on tannin. For a possible future use of algal biomass, whether for use as fertilizer, pharmaceutical or food industry, the use of a coagulant of natural origin in the coagulation process has advantages over the coagulants based on salts of metals used until then due to its low toxicity and biodegradability. Analyzes of turbidity, optical density, dry weight were carried out to characterize the effluent from the photo-bioreactor and floated effluent for the characterization and evaluation of the removal efficiency. Higher removal efficiencies then 98.5% of turbidity, total suspended solids and algae were obtained.

Keywords: Decentralized system of sanitation and reuse; black water; natural tannin-based coagulant, dissolved air flotation.

Lista de Figuras

Figura 1 - Esquema de segregação do efluente na fonte, segundo o Sistema Descentralizado de Saneamento e Reuso.	11
Figura 2 - Distribuição das formas de nitrogênio na urina.	14
Figura 3 - Distribuição das formas de nitrogênio nas fezes.	14
Figura 4 - Balanço da DQO afluente a um reator UASB.	17
Figura 5 - Definição esquemática da formação pontes entre partículas, quando aplicado polímero orgânico.	20
Figura 6 - Representação esquemática da estrutura básica do tanino em solução aquosa e possíveis interações moleculares.	22
Figura 7 - Estrutura molecular hipotética do polímero de tanino.	22
Figura 8 - Desprotonação do grupo carboxila e amina presente na estrutura celular.	23
Figura 9 - Representação da composição da distribuição de cargas em torno da partícula: plano de cisalhamento, camada compacta e camada difusa.	24
Figura 10 - Sistema FAD com pressurização total.	27
Figura 11 - Sistema FAD com pressurização parcial do afluente.	27
Figura 12 - Sistema FAD com recirculação pressurizada.	28
Figura 13 - Fluxograma obtenção do efluente.	31
Figura 14 - Flat panel fotobiorreator.	32
Figura 15 - Flotatest.	33
Figura 16 - Jarrest.	34
Figura 17 - Turbidez remanescente (NTU) após flotação utilizando o coagulante Tanfloc SG (mg/L) ($V_1 = 0,25$ m/s; $V_2 = 0,23$ m/s; $V_3 = 0,15$ m/s).	38
Figura 18 - Turbidez remanescente (NTU) após flotação utilizando o coagulante Tanfloc SG (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) ($V_1 = 0,25$ m/s; $V_2 = 0,23$ m/s; $V_3 = 0,15$ m/s).	39
Figura 19 - Turbidez remanescente (NTU) após flotação utilizando o coagulante Tanfloc SH (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) ($V_1 = 0,25$ m/s; $V_2 = 0,23$ m/s; $V_3 = 0,15$ m/s).	40
Figura 20 - Turbidez remanescente (NTU) após flotação utilizando o coagulante Tanfloc SH (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) ($V_1 = 0,25$ m/s; $V_2 = 0,23$ m/s; $V_3 = 0,15$ m/s).	41
Figura 21 - Razão turbidez remanescente / turbidez inicial para diferentes valores de pH, obtidas após coagulação com polímero Tanfloc SH 100 mg/L seguida de flotação.	43
Figura 22 - Eficiência de remoção (%) de turbidez, sólidos suspensos, peso seco e densidade óptica para diferentes comprimentos de onda, com a variação do pH.	44

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Composição da água negra (g/L), obtida na Holanda, utilizando sistema sanitário a vácuo.	13
Tabela 2 - Valores típicos de carga orgânica do esgoto doméstico no Brasil (mg/L).	13
Tabela 3 - análises, métodos e equipamentos utilizados na determinação do polímero e da dosagem de aplicação.	31
Tabela 4 - Turbidez remanescente (NTU) para as diferentes dosagens do polímero Tanfloc SG (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).	37
Tabela 5 - Turbidez remanescente (NTU) para as diferentes dosagens do polímero Tanfloc SG (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).	38
Tabela 6 - Turbidez remanescente (NTU) para as diferentes dosagens do polímero Tanfloc SH (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).	40
Tabela 7 - Turbidez remanescente (NTU) para as diferentes dosagens do polímero Tanfloc SH (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).	40
Tabela 8 - Comparação da eficiência de remoção (%) para diferentes valores de turbidez (NTU), obtidas após coagulação com polímero Tanfloc SH 100 mg/L seguida de flotação.	42
Tabela 9 - Eficiência (%) de remoção de turbidez, sólidos suspensos, peso seco e densidade óptica para diferentes comprimentos de onda, com a variação do pH.	45

Lista de Siglas

- ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
- DESAR - Decentralized Sanitation and Reuse
- DQO - Demanda Química de Oxigênio
- UASB - Upflow anaerobic sludge blanket
- DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
- OD - Oxigênio Dissolvido
- ADP - Adenosina Difosfato
- ATP - Adenosina Trifosfato
- FAD - Flotação por ar Dissolvido
- CO₂ - Dióxido de Carbono
- NIOO - Netherlands Institute of Ecology, Wageningen
- USP - Universidade de São Paulo
- LATAR - Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas
- NTU - Unidades de turbidez

Sumário

1	Introdução	5
2	Objetivo.....	9
2.1	Objetivo geral	9
2.2	Objetivo específico.....	9
3	Revisão bibliográfica	11
3.1	Sistema Descentralizado de Saneamento e Reuso	11
3.2	Características da água negra	12
3.3	Nutrientes	13
3.3.1	Nitrogênio	15
3.3.2	Fósforo	16
3.4	Tratamento anaeróbio.....	16
3.4.1	Tratamento do efluente por algas.....	17
3.5	Coagulante.....	18
3.5.1	Coagulantes naturais	19
3.5.2	Coagulantes naturais à base de tanino.....	20
3.6	Coagulação-floculação	21
3.6.1	Potencial zeta e coagulação.....	23
3.7	Flotação	25
3.7.1	Flotação por ar dissolvido (FAD)	25
3.7.2	Coagulação e floculação em Sistemas de Flotação por Ar Dissolvido.....	28
3.7.3	Flotação de algas utilizando sistemas de flotação por ar dissolvido (FAD)	28
4	Material e métodos.....	31
4.1	Efluente	31
4.1.1	Água negra	32
4.1.2	Efluente do Fotobiorreator	32
4.2	Determinação condições de flotação	32

4.3	Determinação do polímero, dosagem de aplicação e taxa de flotação	33
4.4	Avaliação da remoção de turbidez para diferentes valores de pH	34
4.5	Comparação da eficiência de remoção de diferentes valores de turbidez	34
4.6	Avaliação da eficiência da flotação para remoção de sólidos suspensos e algas do efluente do fotobiorreator	34
4.7	Correção dos valores	34
5	Discussão dos resultados	37
5.1	Dosagem polímero Tanfloc SG	37
5.2	Dosagem polímero Tanfloc SH	39
5.3	Escolha do polímero, dosagem de aplicação e velocidade de flotação.....	41
5.4	Comparação da eficiência de remoção de diferentes valores de turbidez	42
5.5	Eficiência de remoção de turbidez para diferentes valores de pH	42
5.6	Avaliação de remoção de algas	44
6	Conclusões.....	47

1 Introdução

Os processos de crescimento populacional, econômico e da urbanização, estão relacionados diretamente com a exploração dos recursos naturais. A extração cada vez mais intensa destes recursos, em taxas superiores da sua renovação por processos naturais, e a emissão de poluentes no ambiente, fazem com que sua disponibilidade diminua ou que sua qualidade seja alterada, muitas vezes de forma negativa. Atualmente a utilização dos recursos naturais se dá de forma linear e unidirecional, onde o início é o processo de extração do recurso na natureza e o final é seu descarte com suas características físicas, químicas ou biológicas diferentes das anteriores. A água encontra-se entre estes recursos, sendo requerida para praticamente todas as atividades humanas. Sua disponibilidade tem que ser não apenas em quantidade, mas também em qualidade compatível ao tipo de destinação.

Durante o uso dos recursos hídricos pode ocorrer a introdução de poluentes ou alguma outra forma de alteração, que deteriora sua qualidade. Após este processo a água é chamada de despejo líquido ou efluente ou esgoto ou água residuária (SPERLING, 2005). Este efluente deve passar por alguma forma de tratamento, devido ao seu potencial de depreciação do corpo hídrico receptor, antes que seja reintroduzido no meio ambiente. O lugar físico concebido para o tratamento da água residuária é denominado Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) e tem como finalidade a remoção dos poluentes presentes no efluente.

De acordo com a destinação da água, o efluente gerado contém composições específicas. Os diversos tipos de atividade industrial, necessitam de quantidades diferentes e com padrão de qualidade mais ou menos restrito. As características do efluente também são variáveis, podendo conter desde nenhum tipo de alteração, até grande quantidade de metais pesados.

A agricultura é uma das maiores fontes consumidoras de água e desta forma produtora de efluente (ABDEL; AL-HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012). Este possui alta concentração de elementos ricos em nitrogênio e fósforo, que foram introduzidos no ambiente através da utilização de fertilizantes aplicados pelos agricultores, em quantidades superiores à de absorção da cultura, para garantir a elevada produção (SPERLING, 2005). Nitrogênio e fósforo são dois elementos denominados de macronutrientes, pois são necessários em grandes quantidades para o crescimento e desenvolvimento de diversas plantas e microrganismos. A presença deles em corpos da água é capaz de causar desequilíbrio ecológico, pois favorece o crescimento excessivo de algas, processo denominado de eutrofização.

O efluente doméstico é originado pelo uso da água em atividades realizadas nas residências. Alguns estudos realizados, sugerem a divisão do efluente doméstico, segundo seu nível de poluição e reuso potencial, em três tipos diferentes e analisam a possibilidade de tratamento específico para cada um (SOUSA, 2013). Este tipo de abordagem é chamado de Sistema Descentralizado de Saneamento e Reuso, traduzido a partir do inglês Decentralized Sanitation and Reuse (DESAR). Os três tipos diferentes de efluentes são:

- a) água da chuva: água proveniente da drenagem pluvial doméstica;
- b) água cinza: água proveniente da lavanderia, pias, banhos e ralos;
- c) água negra: esgoto composto por fezes, urina e água proveniente de descarga, podendo conter restos de comida provenientes da cozinha.

Porém esta divisão do efluente em três tipos de efluente ocorre nos países onde o sistema de esgotamento sanitário é do tipo unitário, ou seja, a água da chuva é coletada e transportada pelo sistema coletor de esgoto até a estação de tratamento de efluentes. No Brasil o tipo de sistema de esgotamento sanitário é do tipo separador absoluto. Neste tipo de sistema a água da chuva é coletada e despejada no corpo receptor sem tratamento prévio.

Essa divisão é feita de acordo com as características quantitativas e qualitativas de cada efluente. A água da chuva é considerada praticamente a mais limpa e um simples processo de tratamento pode permitir seu reuso (SOUSA, 2013).

Água cinza é a mais volumosa entre as correntes. Ela representa um volume de aproximadamente 70% do esgoto doméstico, 29% da matéria orgânica, 9% do nitrogênio e 18% do fósforo (GRAAFF, 2010). Ela contém a maior fração de metais pesados, provenientes de poeira e produtos químicos usados durante a limpeza doméstica, porém a menor proporção de nutrientes (KUJAWA; ZEEMAN, 2006).

Fezes e urina representam apenas 1% do volume do efluente doméstico. Portanto o sistema de descarga influencia de forma direta no volume e na concentração da água negra. Segundo literatura a água negra é obtida em sistemas de descarga que necessitam de pouca quantidade de água, por exemplo, o sistema de descarga a vácuo, o qual utiliza apenas um litro por descarga. Este fato faz com que a produção volumétrica de água negra seja pequena em relação aos outros tipos de correntes domésticas, e que o efluente tenha altas concentrações. Embora represente uma parcela pequena, são nas fezes e na urina que são encontrados a maior quantidade dos componentes orgânicos, nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio entre outros), patógenos, fármacos e hormônios (KUJAWA; ZEEMAN, 2006).

Neste contexto o sistema descentralizado enfoca o efluente não apenas como despejo passível de tratamento, mas também como uma fonte de recuperação de nutrientes e geração de energia, pois este efluente é rico em compostos de nitrogênio e fósforo, que podem ser reinseridos nas atividades agrícolas, e matéria orgânica, que quando encaminhada para tratamento anaeróbio uma grande fração é convertida em metano. Com esta abordagem, o sistema descentralizado de tratamento e reuso vem a ser um passo à frente no avanço da sustentabilidade (SOUSA, 2013).

Atualmente no Brasil não é possível o estudo da água negra devido a dois fatores:

- a) devido à realidade estrutural do saneamento, aqui ocorre apenas a separação da água negra e cinza da água da chuva na fonte. Todo o efluente doméstico é coletado por apenas uma tubulação coletora que mistura a água cinza com a água negra. Desta forma, o efluente que sai das residências possui características diferentes da água negra;
- b) o sistema de descarga instalado na maioria das residências é de caixa acoplada ou descarga por válvula, que utilizam de 6 a 12 litros de água por descarga. Estes dois tipos gastam de 6 a 12 vezes mais água do que o sistema a vácuo, utilizado nos estudos com o sistema separador. Devido a este fator, o efluente encontra-se mais diluído, mas com concentração maior que a do esgoto doméstico.

Portanto para a realização deste trabalho, utilizou-se uma simulação da água negra, a qual é resultado da mistura de dejetos de suínos e esgoto sanitário com a intenção de ter um efluente com características de carga de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio e fósforo semelhantes às da água negra. Neste trabalho o efluente receberá a mesma denominação de água negra.

Devido à sua alta carga orgânica, o sistema descentralizado de tratamento aponta o reator UASB como sendo o centro do processo de tratamento. Sua tecnologia é disseminada mundialmente e tem aplicabilidade para vários tipos de efluentes. Este sistema possui tolerância a cargas orgânicas elevadas, sendo possível tratar efluentes com baixa ou alta concentração, tendo uma boa eficiência de conversão da matéria orgânica em gás metano, que pode ser utilizado para produção de energia. Embora a remoção de matéria orgânica seja próxima ou ligeiramente maior que 75%, seu efluente necessita de uma forma de pós-tratamento devido a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) remanescente e presença de nutrientes, que não são

significativamente removidos durante o processo de conversão anaeróbia. Portanto a qualidade do efluente vai de encontro com a legislação ambiental (CHERNICHARO, 2011).

O tratamento com microalgas, estudado já há algum tempo, possui um grande potencial de remoção de nutrientes. Através da incorporação destes na sua biomassa, o nitrogênio e fósforo são concentrados nas células, não estando mais dispersos no meio líquido. O tratamento de efluentes com microalgas torna-se uma alternativa atraente, pois ao mesmo tempo em que removem nutrientes do efluente, elas disponibilizam nitrogênio e fósforo para um possível reaproveitamento. Porém, um dos problemas enfrentados quando se utiliza o tratamento com microalgas, é a separação destas após o tratamento. Os métodos utilizados até o momento são: centrifugação, floculação, sedimentação e filtração, mas enfrentam problemas econômicos e técnicos quando utilizados em grande escala (MARTÍNEZ; JIMÉNEZ; EL YOUSFI, 2013).

Para que o sistema descentralizado de tratamento e recuperação de nutrientes e energia tenha aplicabilidade, é importante a aplicação de um método tecnicamente e economicamente viável de separação da biomassa. O presente trabalho abordará questões sobre o método de flotação por ar dissolvido aplicado à separação de microalgas provenientes de um fotobiorreator, ambos utilizados em escala de bancada.

Uma elevada eficiência do sistema de flotação é dependente do processo de coagulação e flotação que antecedem a flotação (CORAUCCI et al., 2000). Os coagulantes normalmente utilizados são a base de sais de ferro. É reconhecido que estes possuem desvantagens tais como alterações do pH da água sendo necessária a aplicação de mais produtos químicos para a correção de pH, alto custos, produção de grande volume de lodo e podem afetar a saúde humana. Desta forma, os coagulantes naturais são considerados como boa opção de substitutos dos coagulantes a base de sais de metais. Sua baixa ou não toxicidade, fácil biodegradabilidade e não alteração do pH do efluente, são características favoráveis à sua aplicabilidade como coagulante (YIN, 2010). Estes fatores somados as vantagens associadas ao uso de algas no tratamento de efluentes, faz com que os coagulantes naturais sejam de grande interesse na coagulação. O presente trabalho avaliou a eficiência da flotação quando utilizado coagulante natural a base de tanino.

2 Objetivo

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência de separação da biomassa do efluente proveniente de um fotobiorreator.

2.2 Objetivo específico

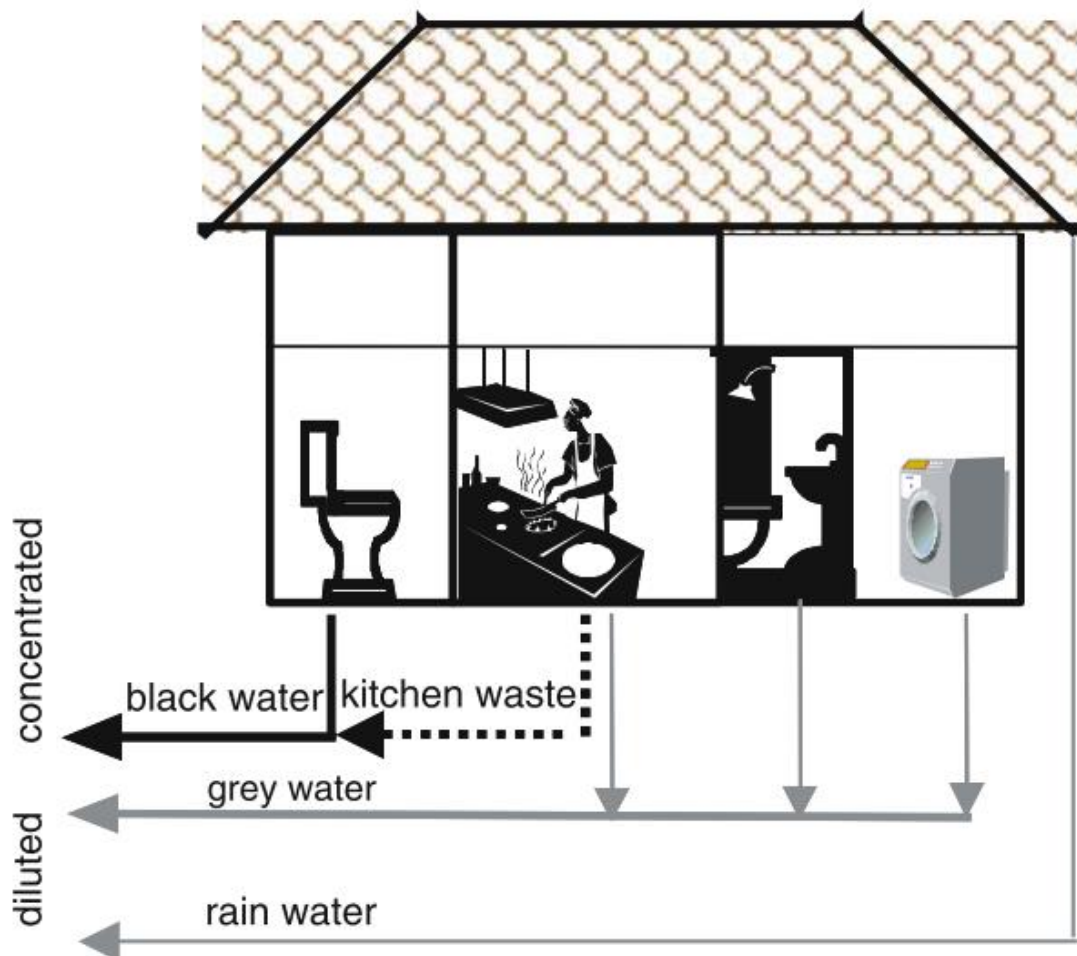
Definir a melhor dosagem de polímero natural, a base de tanino, para a coagulação/floculação e separação por flotação por ar dissolvido, de algas provenientes do efluente de um fotobiorreator tipo *flat panel* funcionando em batelada.

3 Revisão bibliográfica

3.1 Sistema Descentralizado de Saneamento e Reuso

O sistema descentralizado busca uma forma de tratamento simples, eficiente e que possibilite a recuperação de nutrientes e geração de energia. A realização destes objetivos é possível quando há separação do efluente na fonte. Devido a sua alta concentração de matéria orgânica e nutriente, a água negra é a que possui maior potencial de reuso, recuperação de nutrientes e geração de energia. Esta parcela do efluente doméstico é foco de estudos. Quanto mais diluída, maior é o volume de efluente que deve ser transportado, armazenado e tratado, inviabilizando economicamente a extração de recursos do meio. Desta forma o sistema de coleta sanitário influi diretamente na viabilidade do sistema descentralizado (KUJAWA; ZEEMAN, 2006). A coleta na fonte do efluente está representada a seguir na Figura 1.

Figura 1 - Esquema de segregação do efluente na fonte, segundo o Sistema Descentralizado de Saneamento e Reuso.



Fonte: Kujawa & Zeeman (2006, p.116).

Para a escolha do processo de tratamento, além das considerações sobre o tipo de efluente a ser tratado, tem que se ponderar se a tecnologia a ser utilizada está de acordo com a realidade social, econômica e ambiental do local. O sistema descentralizado de tratamento e reuso, aponta o tratamento com reator UASB como tecnologia central de tratamento e recuperação de energia e nutrientes (KUJAWA; ZEEMAN, 2006; SOUSA, 2013).

3.2 Características da água negra

Entre todos os tipos de efluentes gerados dentro das residências, a água negra é a que possui maior capacidade poluidora. Ela contém metade da demanda química de oxigênio do efluente doméstico, a maior fração de nutrientes, quantidade de patógenos e micropoluentes, como fármacos e hormônios. Portanto concentrar este efluente em pequenos volumes é importante, pois permite o melhor controle no seu tratamento, diminuindo ou eliminando seus efeitos negativos no meio ambiente, e possibilita a recuperação de nutrientes e geração de bioenergia (KUJAWA; ZEEMAN, 2006).

O tipo de coleta doméstica afeta diretamente a diluição do efluente e o tipo de tratamento a ser aplicado. Quando se tem sistemas sanitários que utilizam pequena quantidade de água por descarga, combinado com a separação de efluente na fonte, este possui alta concentração de poluentes (KUJAWA; ZEEMAN, 2006).

Nas Tabelas 1 e 2 estão apresentadas as concentrações de efluentes domésticos encontrados no Brasil, com sistemas que utilizam de 6 a 12 litros de água por descarga e da água negra obtida em estudos experimentais na Holanda, em dois períodos diferentes quando se utiliza descargas a vácuo. No primeiro período, o consumo médio diário de água utilizada para dar descarga foi 5 L por pessoa, enquanto que no segundo, devido a mudanças estruturais, foi de 7,8 L (GRAAFF, 2010).

Como citado anteriormente, o efluente utilizado neste estudo é uma simulação da água negra quando se tem a divisão de efluentes na fonte e sistema de descarga a vácuo. Este efluente é encontrado na literatura e as considerações a seguir serão feitas com base em Zeeman e Kujawa (2006). A maioria dos nutrientes que as plantas necessitam para seu crescimento e, portanto incorporada a massa vegetal, é consumida como alimento pelos humanos. Após processos metabólicos, estes nutrientes são excretados na urina e fezes, juntamente com alguns poluentes. Se houvesse a separação do efluente na fonte, seria possível a recuperação de 95% dos nutrientes provenientes do esgoto doméstico. Mais de 95% do fósforo encontrado na urina está na forma inorgânica e o restante como íon livre. Nas fezes ele está presente predominantemente

na forma de fosfato de cálcio. As formas de nitrogênio presentes na urina são solúveis, enquanto que nas fezes apenas 50% deles encontra-se diluído. A distribuição das formas do nitrogênio na urina e nas fezes está simplificadamente representadas nas Figuras 2 e 3.

Tabela 1 - Composição da água negra (g/L), obtida na Holanda, utilizando sistema sanitário a vácuo.

	Período 1	Período 2
DQO _{total}	9,8	7,7
DQO _{SS}	5,1	4,9
DQO _{coloidal}	1,3	0,5
TN	1,9	1,2
NH ₄ -N	1,4	0,85
TP	0,22	0,15
TP solúvel	0,09	0,057
PO ₄ -P	0,079	0,054

Fonte: M. Graaff (2010, p. 43).

Tabela 2 - Valores típicos de carga orgânica do esgoto doméstico no Brasil (mg/L).

	Esgoto forte	Esgoto médio	Esgoto fraco
DQO _{total}	800	400	200
NT	85	40	20
NH ₄ -N	50	20	10
TP	20	10	5

Fonte: Jordão (2011, p. 60).

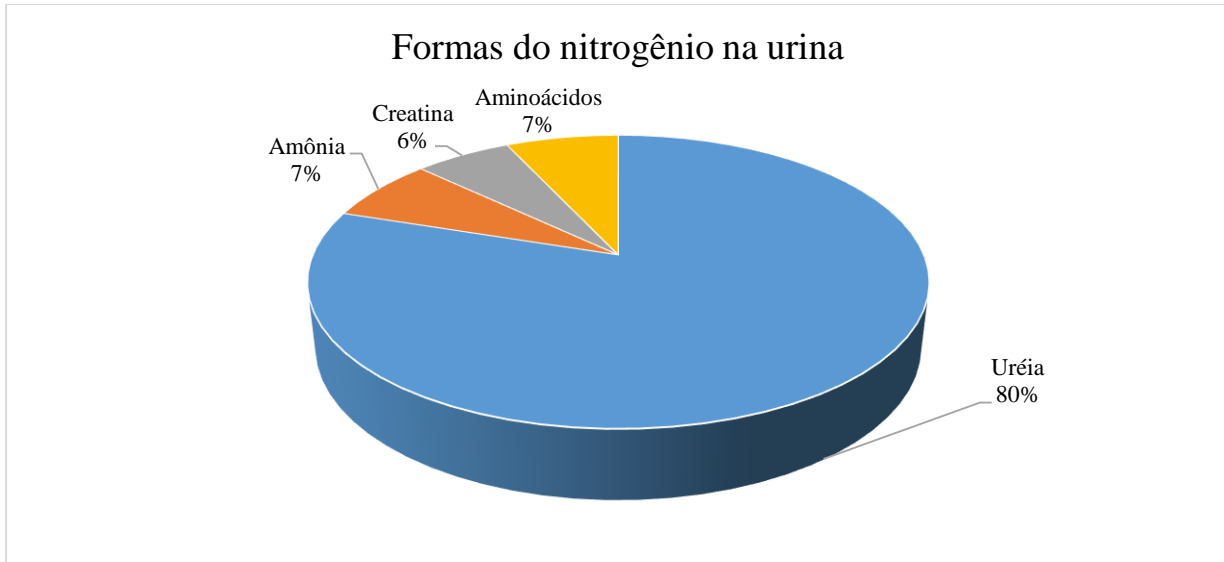
Em relação aos poluentes a urina apresenta baixa concentração de metais pesados, e em um indivíduo saudável é praticamente livre da presença de patógenos. Porém ela é a principal fonte de excreção de fármacos e seus metabólitos. As fezes possuem patógenos, tais como: bactérias, vírus e parasitos. Embora em menor concentração do que na urina, ela também contém em sua composição fármacos, hormônios e produtos secundários do seu metabolismo (KUJAWA; ZEEMAN, 2006).

3.3 Nutrientes

Os diversificados elementos químicos que são necessários ao crescimento de plantas e microrganismos são denominados de nutrientes. Entre estes, nitrogênio e fósforo vêm recebendo grande atenção, pois o aporte excessivo de ambos em corpos hídricos causa a eutrofização. Este processo é o crescimento excessivo de algas e macrófitas aquáticas em tal

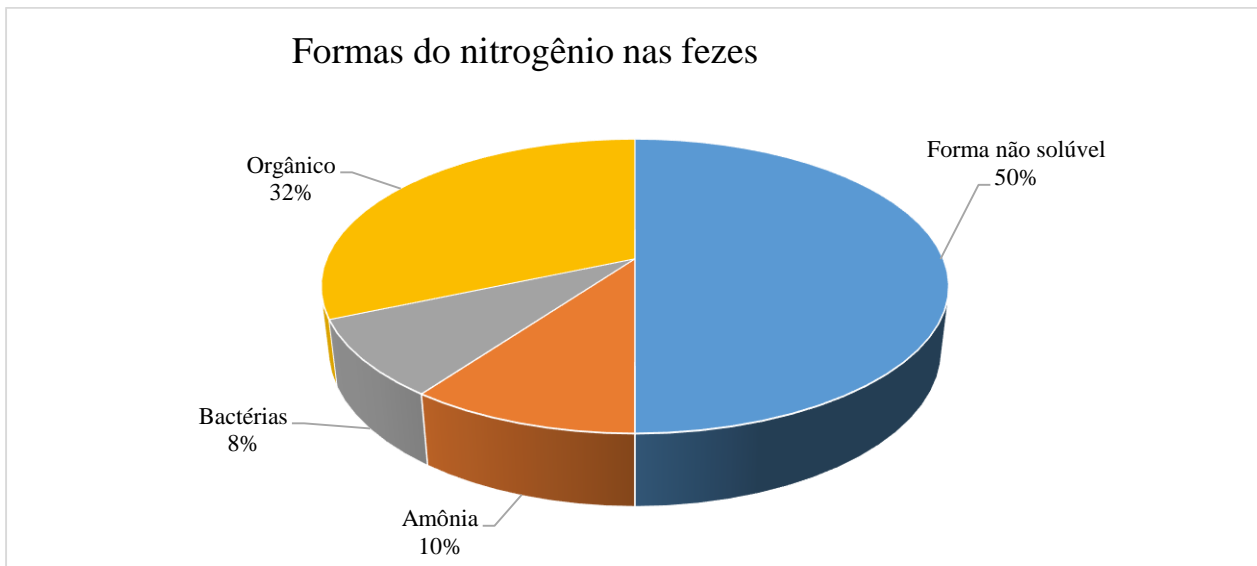
escala, que é capaz de provocar interferências nos diversos usos da água (Sperling, 2005; Abdel et al., 2012).

Figura 2 - Distribuição das formas de nitrogênio na urina.



Fonte: Kujawa e Zeeman (2006, p. 117).

Figura 3 - Distribuição das formas de nitrogênio nas fezes.



Fonte: Kujawa e Zeeman (2006, p. 117).

Entre todas as fontes industriais, agrícolas e urbanas geradoras de efluentes, é o esgoto doméstico o maior emissor de nutrientes. A maior parte do nitrogênio é proveniente de descargas enquanto que a presença de fósforo é devida a grande quantidade de detergentes superfosfatados empregados na limpeza das residências. Embora se reconheça a principal origem dos compostos ricos em nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos, as estações de

tratamento convencionais não visam a sua remoção. Muitas vezes o efluente destas estações mesmo que pareça purificado, ainda contém alta concentração de compostos inorgânicos ricos em nutrientes tais como nitrito, nitrato, amônia e ortofosfato (RAOUF; HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012).

3.3.1 Nitrogênio

O nitrogênio é inserido nas águas em diversas formas. Algumas atividades industriais possuem efluentes com nitrogênio orgânico e amoniacal. O escoamento superficial nas áreas agrícolas, leva consigo grande quantidade de nitrogênio, devido ao uso excessivo de fertilizantes, para os corpos hídricos superficiais. Nas áreas urbanas, a água pluvial varre as ruas levando consigo folhas, restos de matéria orgânica e outros materiais com nitrogênio em sua composição para os rios e lagos. Os processos naturais de fixação biológica realizados por algas e bactérias contribuem para a presença de nitrogênio na forma orgânica nas águas, através da incorporação do nitrogênio atmosférico nos seus tecidos. Porém, é o esgoto sanitário a principal fonte de emissão, devido à emissão de nitrogênio orgânico na forma de proteínas nas fezes e nitrogênio amoniacal devido à hidrólise da ureia sofrida na água (PIVELI; KATO, 2006).

O nitrogênio é encontrado na água nas formas de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. A presença de cada uma dessas espécies tem implicações específicas. O nitrogênio amoniacal refere-se tanto à sua forma gasosa (NH_3) como íon amônio (NH_4^+) (PIVELI; KATO, 2006). O nitrogênio orgânico está em formas de proteína nos tecidos de plantas ou animais e nas fezes. Portanto sua presença pode indicar contaminação por esgotos domésticos. A transformação dos compostos orgânicos leva à formação de nitrogênio amoniacal. Este, junto com o nitrogênio amoniacal proveniente da hidrólise da ureia, presente na urina, quando em altas concentrações é tóxico aos peixes e microrganismos (CASTRO, 2014). Porém o nitrogênio amoniacal presente na água é oxidado biologicamente por dois grupos de bactérias. Primeiramente o grupo de bactérias *Nitrossomonas* oxida o nitrogênio amoniacal em nitrito que por sua vez se oxida a nitrato pelo grupo *Nitrobacter*. Este processo é de extrema importância do ponto de vista ambiental, pois durante a oxidação, há utilização do oxigênio dissolvido (OD). O oxigênio possui baixa solubilidade na água e muitas espécies de vida aquática são sensíveis a cada variação na concentração de OD. Logo, cada diminuição da sua disponibilidade atua como seletor de espécies presentes no corpo hídrico (Sperling, 2005; PIVELI, KATO, 2006).

A presença de nitratos em corpos da água está associada à distância de onde ocorreu a contaminação pelo efluente. Ele é o último composto resultante do processo de estabilização da

matéria nitrogenada presente no esgoto e sua presença em corpos de água pode vir a ser um problema de saúde se não for retirado no processo de tratamento de água para abastecimento humano. O nitrato quando ingerido em certas quantidades por crianças (aproximadamente 45 mg/L) é reduzido a nitrito na corrente sanguínea, causando metahemoglobinemia, doença letal (PIVELI; KATO, 2006).

3.3.2 Fósforo

Assim como o nitrogênio, a principal descarga de fósforo ocorre pelo lançamento de efluentes domésticos. O fósforo está presente nos detergentes fosfatados, principal fonte de P_2O_5 , e na matéria fecal na forma de proteínas. O fertilizante usado em excesso nas atividades agrícolas também contribui para sua descarga em rios (PIVELI; KATO, 2006). O fósforo está presente em águas naturais unicamente na forma de fosfato. Este possui algumas variedades tais como: fosfato particulado (P-particulado), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo (P-orto), fosfato orgânico dissolvido (P-orgânico dissolvido), entre outros. A forma de ortofosfato é a de maior interesse, pois é a principal forma assimilada por vegetais aquáticos (CORAUCCI et al., 2000).

Fósforo e nitrogênio são nutrientes para algas e macrófitas. Porém o fósforo é considerado como nutriente limitante, ou seja, se houver alta disponibilidade de nitrogênio para determinado organismo e não tiver uma quantidade mínima de fósforo para este, ele tem seu crescimento inibido (CORAUCCI et al., 2000). Se o ortofosfato estiver presente em excesso junto com o nitrogênio, pode causar a hipertrofia do corpo da água, estado mais avançado de trofia existente. Tal estado é marcado pelo crescimento explosivo de algas, aparecimento de plantas superiores aquáticas (macrófitas), desenvolvimento de ambiente adequado para caramujos, que podem servir de hospedeiros intermediários de patógenos. Desta forma o fósforo é uma variável importante para a caracterização da qualidade do corpo hídrico (PIVELI; KATO, 2006). A resolução CONAMA 430/2011 não considera o teor de fósforo como padrão de emissão, porém determina que o órgão ambiental competente defina um padrão específico de lançamento em corpos receptores que possuem um histórico de floração de cianobactérias em trechos que possuem captação de água (CONAMA, 2011), diferentemente da resolução CONAMA 357/2005, a qual delimita concentrações limites definidas de fósforo total para o corpo da água de acordo com o seu enquadramento em classes (CONAMA, 2011).

3.4 Tratamento anaeróbio

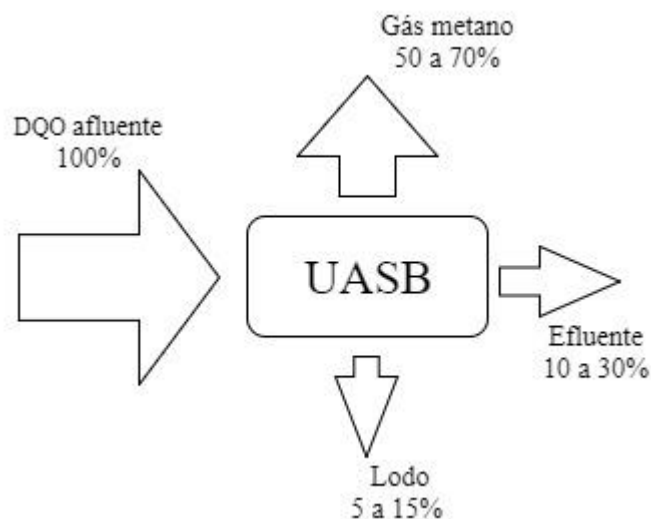
Os reatores UASB vêm sendo empregados para o tratamento de afluentes. Devido sua versatilidade de tratamento de diversos tipos de efluentes seu uso é disseminado em todo

mundo. Para tratamento de efluente doméstico, este processo possui algumas vantagens, tais como: boa eficiência de remoção de DQO, baixa produção de lodo, baixo custo de implementação, geração de metano que pode ser reaproveitado para geração de energia e geração de lodo estável (CHERNICHARO, 2011).

O tratamento da água negra por reator UASB é visto como parte central do processo de recuperação de nutrientes e geração de energia. Sua capacidade de tratamento de altas cargas orgânicas proveniente deste efluente, capacidade de geração de biogás durante o processo de estabilização da matéria orgânica e baixo consumo de nutrientes para crescimento da biomassa anaeróbia são pontos favoráveis para sua utilização (SOUSA, 2013; ZEEMAN et al., 2008).

A matéria orgânica afluente, devido ao processo de digestão anaeróbia, o é transformada, em parte, em metano e o restante é utilizado para crescimento celular, formando pouco lodo. Durante este processo, representado na Figura 4, a matéria orgânica é utilizada em proporções maiores que nitrogênio e fósforo. Segundo Chernicharo (2011) a relação de consumo C:N:P, em processos anaeróbios, é de 500:5:1. Devido a esta proporção de utilização do substrato, o efluente ainda contém quantidade significativa de matéria orgânica e altas concentrações de nutrientes, possibilitando a recuperação posterior destes. O efluente proveniente do tratamento da água negra em reator UASB é chamado de água negra digerida.

Figura 4 - Balanço da DQO afluente a um reator UASB.



Fonte: Chernicharo (2011, p. 25).

3.4.1 Tratamento do efluente por algas

Devido às características da água negra digerida, a utilização de tratamento com microalgas, torna-se atraente devido sua alta capacidade de remoção de nutrientes. Em estações

de tratamento de esgotos, esse processo ocorre do tratamento terciário, que além de ser oneroso do ponto de vista econômico, geralmente utiliza substâncias químicas que podem gerar poluição secundária através de seus subprodutos (IBRAHEEM; HOMAIDAN; RAOUF, 2012).

As microalgas são capazes de tratar a água negra digerida ao mesmo tempo em que incorporam quantidades significativas de nitrogênio e fósforo em suas células. O nitrogênio 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 através da amônia e do nitrato. O mecanismo de conversão de nitrato em amônia ocorre no interior celular e envolve duas etapas de redução. Primeiramente o nitrato é reduzido em nitrito e depois em amônia. Este processo ocorre com gasto de energia maior que o processo de absorção direto da amônia. A assimilação do fósforo ocorre devido ao processo de fosforilação, que é a incorporação do grupo fosfato nas moléculas de adenosina difosfato (ADP), transformando-as em adenosina trifosfato (ATP), junto com um aumento na reserva energética celular (MARTÍNEZ; JIMÉNEZ; YOUSFI, 2013).

O crescimento de microalgas em um sistema controlado é desejável devido ao crescente interesse da utilização de sua biomassa como fonte de geração de energia, produção de produtos com valor agregado e utilização como fertilizante (ABDEL-RAOUF; AL-HOMAIDAN; IBRAHEEM, 2012).

3.5 Coagulante

Coagulantes são substâncias químicas empregadas para a desestabilização de partículas coloidais e suspensas no meio aquoso. No tratamento de água e esgoto, são empregadas para a agregação destas em flocos, facilitando a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos (CORAUCCI et al., 2000; YIN, 2010).

Os coagulantes podem ser divididos em origem sintética ou natural. No tratamento de água e esgoto, os que vêm sendo utilizados com mais frequência são os de origem sintética, tais como: sais de ferro (cloreto férrico, sulfato ferroso), sulfato de alumínio e óxidos de alumínio, sendo os de origem natural empregados apenas em alguns locais no tratamento de água (JORDÃO; PESSÔA, 2011). A dosagem ótima do coagulante depende das características do efluente a ser tratado, o tipo de coagulante utilizado e do pH (DUFF; STEPHENSON, 1996).

Embora os coagulantes sintéticos venham sendo aplicados em larga escala para tratamento de água e esgoto, há um consenso dos problemas gerados em sua utilização. Algumas desvantagens do uso destes tipos de coagulantes são: aumento da concentração de

metais na água, produção de grande quantidade de lodo tóxico e dispersão de subprodutos da sua utilização (RENAULT et al., 2008). Ainda segundo Erick (2007), algumas pesquisas têm apontado desvantagens da utilização de sais de ferro e alumínio tais como: poluição secundária devido ao grande volume de lodo, consumo de alcalinidade, alteração do pH e problemas de saúde. Quando sais de alumínio são aplicados na coagulação de esgotos domésticos ou no tratamento de água de abastecimento, há uma parcela residual, que se ingerida por longo período de tempo está relacionada ao surgimento de Alzheimer (ERICK, 2007; FREITAS et al., 2015).

Em relação aos polímeros sintéticos, estes também possuem desvantagens, tais como: relativo alto custo, baixo grau de biodegradabilidade, alguns monômeros possuem alto potencial tóxico, sendo sua dosagem limitada pelos padrões de potabilidade, como é o caso da poliacrilamida (GRAHAM et al., 2008).

Dessa forma vem sendo ampliada a utilização de polímeros orgânicos, pois estes possuem baixo custo de produção e comportamento ambiental amistoso, permitindo o reuso do lodo em outras atividades (RENAULT et al., 2008).

3.5.1 Coagulantes naturais

Os coagulantes naturais referem-se a uma vasta gama de polímeros orgânicos. Estes polímeros vêm ganhando ampla aplicação no tratamento de água em vários países, sendo utilizados no processo de desestabilização de partículas coloidais e suspensas promovendo sua agregação em partículas maiores (GREGOR; SIMPSON; ANDREW, 1993). Segundo Yin (2010), estes biopolímeros estão sendo aplicados para tratamento de águas com turbidez na faixa de 50 a 500 unidades de turbidez (NTU), apresentando elevada eficiência de remoção, em alguns casos maior que 99%. O autor comenta também que para tratamento de água eles são mais efetivos com pH na faixa de 7 a 10.

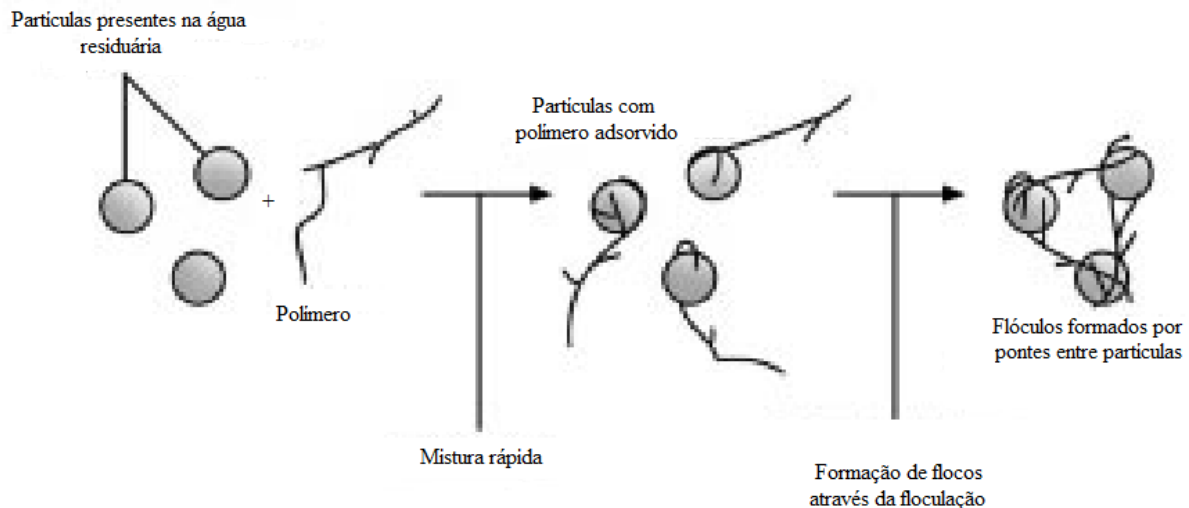
Os polímeros são constituídos por uma extensa cadeia de unidades menores repetidas, denominadas monômeros, que definem suas características físico-químicas. A extensão da cadeia de monômeros depende do processo de produção/extração do polímero (GREGOR; SIMPSON; ANDREW, 1993). A quantidade e carga predominante em cada unidade definem o peso molecular e a densidade de carga, as duas características mais importantes do polímero em processo de coagulação/flotação (BOLTO; GREGORY, 2007).

A natureza do polímero é dependente da carga iônica dos seus monômeros, que são definidas na sua produção. Os polímeros podem ser divididos de acordo com a carga iônica

predominante em sua estrutura. Quando há mais monômeros com carga negativa, o polímero recebe a denominação de aniônico. Se houver uma preponderância de sítios positivos, ele é do tipo catiônico. Quando os monômeros estão distribuídos em quantidades iguais ou próximas de carga negativa e positiva, o polímero é chamado de anfótero. Se não houver sítio ionizável é denominado não iônico (GREGOR; SIMPSON; ANDREW, 1993).

Os coagulantes naturais atuam na neutralização de cargas e adsorção na superfície das partículas representados na Figura 5. 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 5 - Definição esquemática da formação pontes entre partículas, quando aplicado polímero orgânico.



Fonte: METCALF & EDDY (2011, p. 313).

3.5.2 Coagulantes naturais à base de tanino

Largamente encontradas no reino vegetal em árvores e tecidos vegetais, os taninos são polímeros solúveis em água com extensa cadeia de fenóis. Seu peso molecular está entre 500 e 3000 unidades de massa atômica (Dalton). Por serem compostos fenólicos, eles são muito reativos quimicamente formando ligações estáveis devido às ligações de hidrogênio (MONTEIRO et al., 2005). A eficiência da utilização do tanino no processo de coagulação é influenciada por sua estrutura físico-química e o meio aquoso durante a coagulação (GRAHAM et al., 2008).

Segundo Yin (2010), a presença do grupo fenol na estrutura do polímero, confere a ele uma característica aniônica, sendo bom doador de hidrogênio, representado na Figura 6.

Segundo o mesmo autor isso indica que quanto maior a estrutura polimérica do tanino, mais eficiente é a coagulação devido a maior disponibilidade de sítios ionizáveis.

Porém, estudo realizado por Graham et al. (2008) sugere uma estrutura anfolítica representada na Figura 7 para os polímeros de tanino, sendo que esta natureza ocorra em soluções onde o pH é neutro, podendo ser catiônico ou aniônico com a diminuição ou aumento do pH respectivamente.

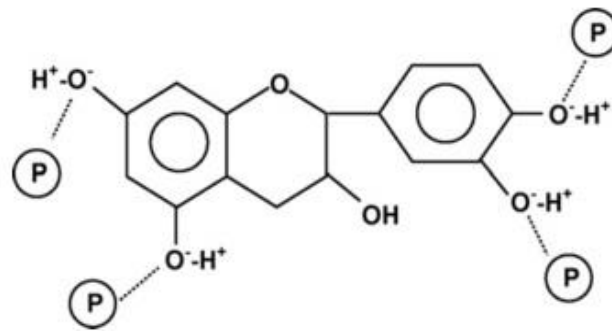
Este estudo foi realizado com o polímero de tanino comercial da empresa Tanac SA (localizada no Brasil).

3.6 Coagulação-floculação

Coagulação e floculação são dois processos utilizados no tratamento de esgotos e de água de abastecimento, que têm como finalidade a separação da fase sólida da fase líquida. A coagulação é um processo químico e está relacionada com a desestabilização das partículas coloidais, enquanto que a floculação está relacionada a processo físico de agregação destas partículas em flocos de maiores dimensões. Em ambos os processos há formação de flocos. A coagulação inicia com a adição do coagulante seguida da intensa agitação do meio líquido, denominada mistura rápida. Este processo ocorre em alguns segundos e causa a desestabilização das partículas coloidais com a formação de flocos de pequeno diâmetro, entre 0,5 μm e 5 μm . Terminada a coagulação, inicia-se a floculação, onde ocorre a colisão entre as partículas, devido à mistura lenta, formadas anteriormente na coagulação. O choque em baixa velocidade permite a agregação dos flocos em aglomerados maiores, com tamanho entre 100 μm e 5000 μm (CORAUCCI et al., 2000).

Os processos de coagulação e floculação são eficientes na agregação de partículas coloidais e sólidos suspensos, em flocos médios ou grandes (OLADOJA, 2015). Após a formação de flocos, apenas um simples tratamento de separação (filtração, sedimentação ou flotação) é capaz de remover estes do meio líquido (RENAULT et al., 2008). Segundo Erick (2007) e Coraucci et al. (2000) quando aplicados no tratamento de esgotos, a coagulação floculação é responsável pela separação de partículas impuras no processo de tratamento de esgoto sanitário, podendo fazer com que cerca de 50 a 75% da DBO e quase a total remoção de sólidos em suspensão seja agregada em flocos, facilitando sua remoção.

Figura 6 - Representação esquemática da estrutura básica do tanino em solução aquosa e possíveis interações moleculares.

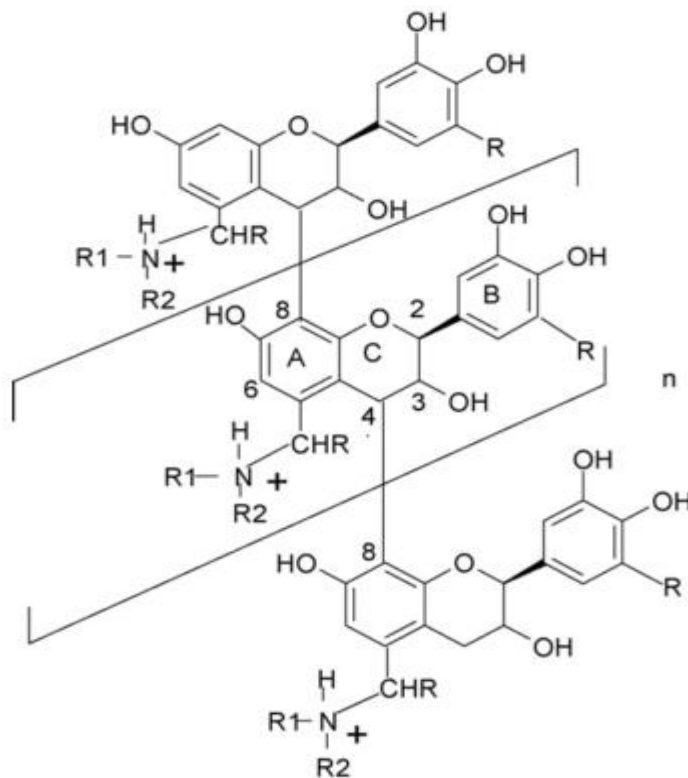


Legenda

(P) Partícula carregada em solução aquosa

Fonte: Yin (2010, p. 1439).

Figura 7 - Estrutura molecular hipotética do polímero de tanino.



Fonte: Graham et al. (2008, p. 10).

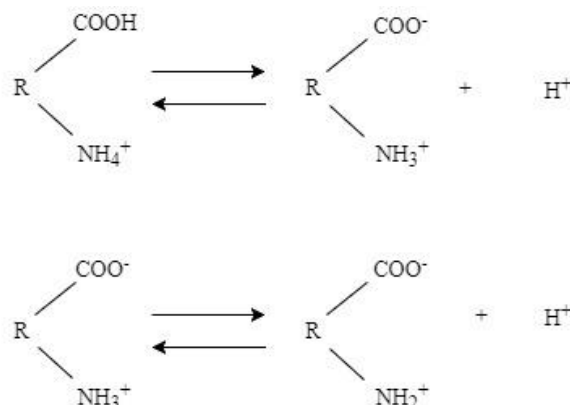
Os mecanismos de coagulação podem ocorrer de quatro formas diferentes (CORAUCCI et al., 2000; MILLER et al., 2008):

- a) adsorção e formação de pontes: ocorre quando polímeros de longa cadeia adsorvem na superfície de uma partícula de carga oposta. Pode ocorrer a adsorção de uma ou mais partículas, dependendo do tamanho da cadeia polimérica e a carga dos monômeros;
- b) varredura: ocorre quando o coagulante, um sal de metal, é dosado em altas concentrações de modo que seu hidróxido precipite rapidamente envolvendo as partículas suspensas e coloidais;
- c) adsorção e neutralização de cargas: ocorre quando se utiliza polieletrólito natural ou sintético. Quando adicionados à água formam elementos hidrolisados polinucleares que são adsorvidos na interface partícula-água. Quando se utiliza sais de ferro e alumínio na coagulação de águas residuária, a dosagem é superior à solubilidade máxima do hidróxido de metal correspondente. Nestes casos, a desestabilização coloidal ocorre devido a compostos intermediários.

3.6.1 Potencial zeta e coagulação

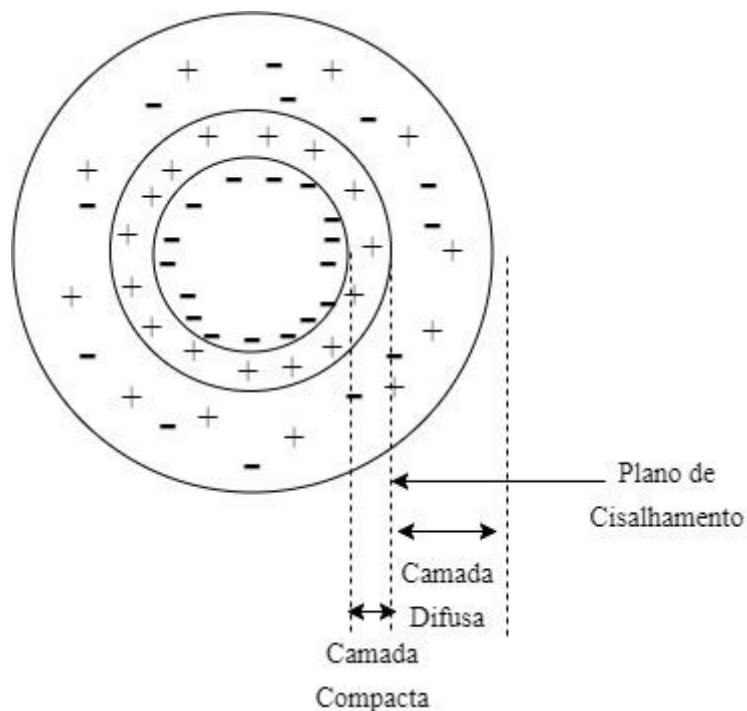
O potencial zeta é um parâmetro importante quando se pretende realizar a coagulação de partículas coloidais, tendo papel fundamental na agregação destas. Segundo Di Bernardo (1993) a maioria das partículas que estão na água para tratamento são carregadas negativamente. Toh et al (2014), apud Vieira (2016) em estudo realizado com *Chlorella sp.* mostrou que a superfície celular destas algas possui carga negativa devido a desprotonação de grupos funcionais tais como carboxila (-COOH), Tíol (-SH) e hidroxila (-OH). A desprotonação destes grupos depende do pH do meio. De modo geral com o aumento do pH, há diminuição da concentração de prótons no meio, fazendo com que a desprotonação dos grupos funcionais seja mais intensa (DI BERNARDO, 1993). Este processo está representado na Figura 8 para o grupo funcional carboxila em uma partícula coloidal, podendo ocorrer na superfície celular algal.

Figura 8 - Desprotonação do grupo carboxila e amina presente na estrutura celular.



Devido a esta superfície carregada eletricamente, há atração de prótons ao redor da superfície da partícula, constituindo a Camada Compacta ou Dupla Camada Elétrica. A atração de elétrons decorrente da Camada Compacta somada com as forças de repulsão da superfície faz com que haja uma dispersão de elétrons, ao redor da camada difusa, dispersa em cátions atraídos por estes elétrons. Devido às cargas elétricas, há uma diferença de potencial entre a partícula e o meio representado na Figura 9. O potencial zeta é a diferença de potencial entre a camada compacta e a camada difusa. A ideia do potencial zeta está associada com a aplicação de diferença de potencial em água contendo coloides negativos. As partículas coloidais movem-se em direção ao eletrodo positivo levando consigo certa porção do meio. A esta porção dá-se o nome de Plano de Cisalhamento (DI BERNARDO, 1993). O potencial zeta é uma medida aparente da carga superficial das partículas (HENDERSON; JEFFERSON; PARSONS, 2008).

Figura 9 - Representação da composição da distribuição de cargas em torno da partícula: plano de cisalhamento, camada compacta e camada difusa.



Fonte: Di Bernardo (1993, p. 164).

Em sistemas coloidais, duas partículas próximas estão submetidas à duas forças opostas; à força de repulsão causada pelo potencial zeta e à força de atração denominada de Van der Waals. A força resultante é denominada de Barreira de Energia (NETTO, 1974). Quando há baixa concentração de íons em água, menor é sua força iônica e maior a barreira de energia. No processo de coagulação, pretende-se o aumento da força iônica do meio (grande concentração de íons), de tal forma a reduzir o potencial zeta próximo do ponto isoelétrico, potencial zeta

nulo, e a barreira de energia igual a zero. Neste ponto, a força de atração sobrepõe-se a força de repulsão permitindo que as partículas se aproximem sem forças repulsivas (DI BERNARDO, 1993).

3.7 Flotação

Assim como filtração e sedimentação, a flotação é um processo de separação na qual envolve três fases: sólida, líquida e gasosa. Ela é utilizada para remoção de sólidos suspensos e quando aplicada após processo de coagulação/floculação, pode remover nutrientes, parcela da matéria orgânica dissolvida e sólidos suspensos (CORAUCCI et al., 2000). A separação do material ocorre através da introdução de pequenas bolhas de gás, geralmente ar, no efluente, as quais irão ascender na coluna de líquido atacando as partículas presentes. A intenção da combinação bolha-sólido é fazer com que a força de empuxo do conjunto seja grande suficiente para arraste deste à superfície (EDDY, 1991).

Segundo Corauci et al. (2000), existe uma variedade de modos para a produção de bolhas de ar. De acordo como elas são produzidas, o sistema de flotação recebe denominações diferentes. Com exceção da flotação gravitacional, onde este processo ocorre de forma natural, a flotação pode ser dividida em:

- a) eletroflotação: produção de bolhas de H_2 e O_2 através do processo de eletrólise;
- b) ar disperso: a produção de bolhas de ar ocorre através da agitação do líquido sob pressão atmosférica;
- c) flotação por ar dissolvido: as bolhas são produzidas através da supersaturação do líquido com ar, podendo ser a vácuo ou sob pressão.

A flotação por ar dissolvido pode ser ainda subdividida de acordo com a parcela de líquido que é saturada de ar. Na flotação a vácuo ou flotação a vácuo por ar dissolvido, o líquido é saturado sob pressão atmosférica com ar e depois submetido a vácuo. Este processo de redução de pressão faz com que as bolhas se formem dispersas no meio. Na flotação por ar dissolvido por pressurização ou simplesmente flotação por ar dissolvido (FAD) o ar é injetado em uma câmara de saturação onde o líquido está sob pressão maior que a atmosférica. Após saturação ele é conduzido a outro compartimento sob pressão atmosférica, fazendo com que ocorra o desprendimento das bolhas de ar (CORAUCCI et al., 2000).

3.7.1 Flotação por ar dissolvido (FAD)

O sistema de flotação por ar dissolvido aplicados em processos de tratamento de água e esgoto utiliza bolhas microscópicas carregadas negativamente, geradas através da passagem do

meio líquido, em uma câmara de saturação onde é injetado ar altamente pressurizado, e depois liberado em pressão atmosférica (HENDERSON et al., 2009).

Segundo Edzwald (1995) e Coraucci et al. (2000), a quantidade de ar injetado e o diâmetro das bolhas afetam no desempenho e operação da FAD. Sistemas de flotação por ar dissolvido permitem um maior controle da quantidade de ar fornecido e do tamanho das bolhas. A concentração de bolhas de ar após a saturação e o tamanho das bolhas pode ser controlado de acordo com a taxa de recirculação ou com a mudança da pressão de saturação.

Na prática, a pressão de saturação aplicada é geralmente fixada entre 483-585 kPa, sendo o controle da quantidade de ar fornecido realizado através da alteração da taxa de recirculação (Edzwald, 1995). Ainda segundo Edzwald (1995) a FAD utiliza bolhas com diâmetros variando de 10 µm a 100 µm. O diâmetro está relacionado à eficiência da flotação, pois bolhas de menor diâmetro possuem menos ar em seu interior. Como a densidade do ar é menor que a da água, bolhas com diâmetro maior ascendem mais rápido que as de menores dimensões. A alta velocidade ascensional forma um agregado partícula-bolha mais instável. Bolhas de menor diâmetro possuem menor velocidade ascensional, formando portanto um agregado mais estável (CORAUCCI et al., 2000).

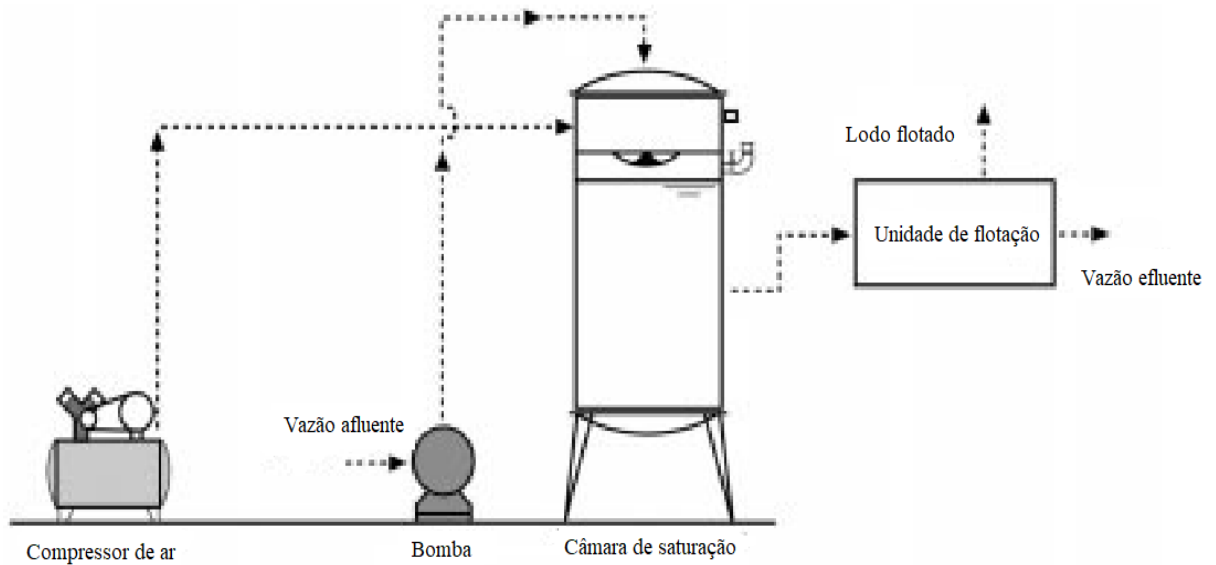
A FAD pode ser classificada de acordo com qual parcela do afluente é saturada com ar. A pressurização pode ser:

- a) total: quando o afluente todo é submetido à pressurização e saturação (Figura 10);
- b) parcial: quando apenas parcela do afluente é pressurizada (Figura 11);
- c) efluente flotado: neste caso o afluente após flotação é recirculado e pressurizado na câmara de saturação (Figura 12).

A escolha da forma em que o afluente é pressurizado deve ser realizada de acordo com as características dos flocos formados no processo de coagulação/floculação. Quando se têm flocos mais resistentes, pode-se escolher pela pressurização total do afluente. Neste caso os flocos são submetidos a intensas forças de cisalhamento na bomba. Na pressurização parcial do afluente, os flocos devem ser resistentes também à forças de cisalhamento. O sistema com recirculação pressurizada submete o efluente já clarificado à pressurização, não fazendo com que os flocos passem pela bomba. Este modelo é indicado quando os flocos são frágeis (CORAUCCI et al., 2000).

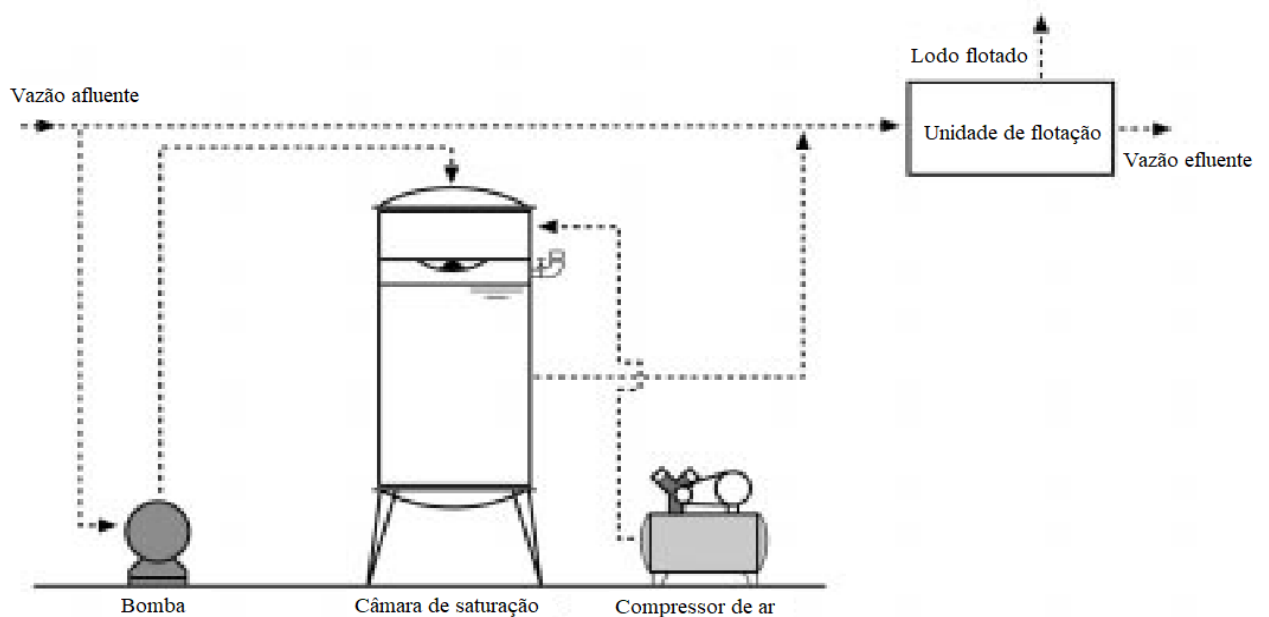
O modelo mais aplicado para sistemas de tratamento de esgotos por ar dissolvido é o de recirculação pressurizada, devido à presença de flocos sensíveis a tensões de cisalhamento. (CORAUCCI et al., 2000). Este fato é importante quando se pretende utilizar um polímero como coagulante, pois estes formam flocos através de ligações entre partículas. Caso fossem submetidos à intensa força de cisalhamento, as ligações romperiam. Desta forma haveria redução da eficiência de flotação.

Figura 10 - Sistema FAD com pressurização total.



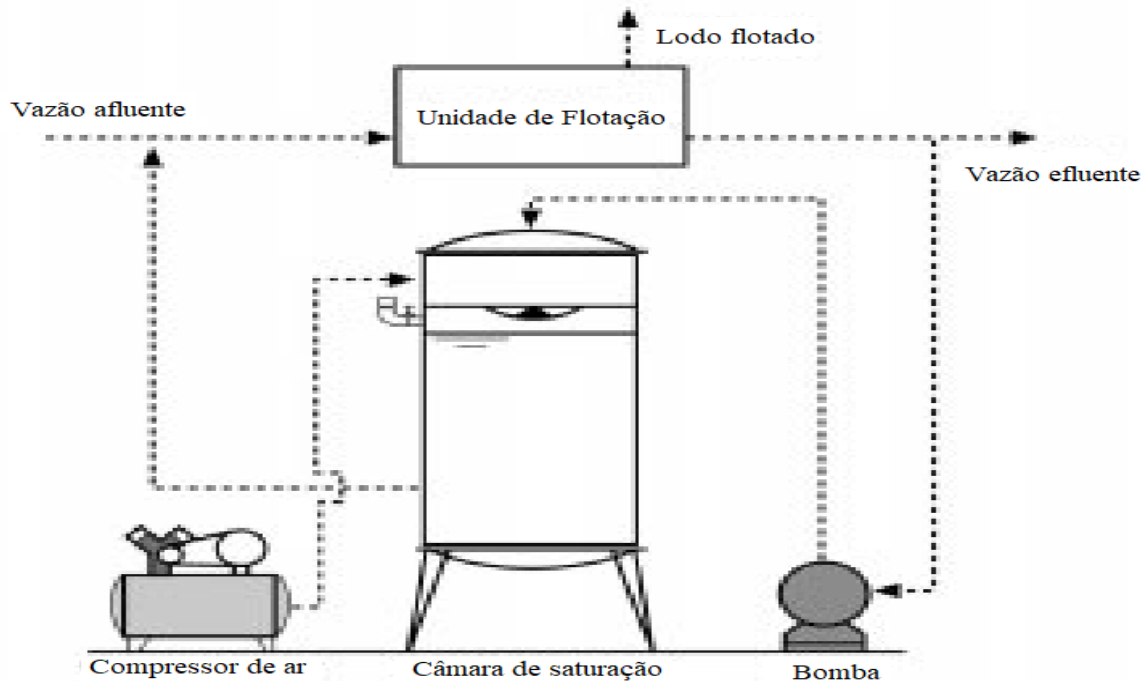
Fonte: Reali (1991, p. 3).

Figura 11 - Sistema FAD com pressurização parcial do afluente.



Fonte: Reali (1991, p. 3).

Figura 12 - Sistema FAD com recirculação pressurizada.



Fonte: Reali (1991, p.3).

3.7.2 Coagulação e floculação em Sistemas de Flotação por Ar Dissolvido

Coraucci et al., (2000) citam que a determinação de dosagem ótima de coagulante pode ser feita em escala de bancada com a utilização do equipamento Flotatest e depois testados em escala real. A manutenção do pH durante a coagulação e a velocidade de agitação, tanto a mistura lenta quanto a rápida, devem ser levadas em consideração principalmente quando se utiliza polímeros como coagulantes. Devido à natureza dos polímeros naturais, não há necessidade de elevadas velocidades de mistura rápida na coagulação, pois diferentemente de quando se utiliza sais de ferro ou alumínio, não há reações competitivas entre si. Sendo portanto recomendado gradientes na faixa de 400 e 650 s^{-1} com tempo de mistura entre 30 e 60 segundos (CORAUCCI et al., 2000).

3.7.3 Flotação de algas utilizando sistemas de flotação por ar dissolvido (FAD)

Sigee (2005), apud Kwak e Kim (2015), as algas são microrganismos unicelulares de difícil sedimentação devido a sua densidade similar com a água, superfície carregada negativamente e baixa velocidade de sedimentação. Edzwald (2010) comenta que a FAD é mais eficiente que a sedimentação na remoção de algas. Kwak e Kim (2015) comentam que a excreção de polímeros extracelulares promove a autofloculação das células, dificultando sua sedimentação, fazendo com que a eficiência de remoção de algas deste processo seja baixa, em torno de 70 a 80%, enquanto que a flotação mostra-se ser um método mais eficiente, removendo

mais que 90%. Ainda de acordo com os autores, a flotação por ar dissolvido é o método mais efetivo e econômico para separação de cultivos de microalgas. Porém a remoção é baixa em meios diluídos e elevada para altas concentrações de biomassa retirando a grande variedade de algas (EDZWALD, 2010).

Para uma remoção efetiva das algas quando se utiliza a FAD, é necessária a aplicação de coagulantes devido a estabilidade das algas em solução. De acordo com Edzwald (1995), esta estabilidade em meio aquoso ocorre por alguns motivos:

- a) repulsão eletrostática: a superfície das algas é carregada negativamente, produzindo uma dupla camada difusa;
- b) efeitos hidrofílicos: a adsorção de partículas de água nas células algais faz com que estas fiquem dispersas no meio líquido;
- c) efeitos estéreis: macromoléculas ou moléculas orgânicas extracelulares são adsorvidas na superfície das células fazendo com que estas fiquem inertes.

Kwak e Kim (2015) realizaram um estudo onde foi comparada a eficiência de remoção da alga *Anabaena sp.* obtida através de cultivo em um fotobiorreator durante 15 dias em 30 °C com o pH variando de 7,4 a 8,4, quando utilizado coagulante ou pelo processo natural de auto flocculação das algas em dois processos diferentes de separação, a saber, a flotação por ar dissolvido e flotação com utilização de bolhas de dióxido de carbono (CO₂) e sedimentação em diferentes fases de crescimento da cultura. Para caracterização das propriedades físico-químicas das algas eles utilizaram o potencial zeta e a clorofila-a variando o pH e o tempo de cultivo da cultura. As bolhas, tanto de ar da FAD quanto de CO₂ na flotação por gás carbônico, também tiveram o potencial zeta como parâmetro de flotação. Ambos os tipos de bolhas apresentaram comportamento semelhante em relação ao potencial zeta com o pH variando de 3 à 11, sendo positivo em pH próximo a 3 e negativo quando maior que 4. Houve uma mudança no potencial zeta das algas devido à variação de pH e o tempo de cultivo da cultura. Como já sabido o potencial zeta foi mais negativo quanto maior o pH. O aumento do pH é devido à idade da cultura. Os melhores resultados de remoção da biomassa algal foram obtidos com a utilização de coagulante, sendo a auto flocculação não compatível com uma elevada eficiência de remoção. Ainda entre a utilização de coagulantes, a FAD utilizando ar foi mais eficiente que quando utilizado CO₂ na separação da biomassa ao longo de tempo de cultivo da cultura.

4 Material e métodos

O presente trabalho é parte do projeto com o Netherlands Institute of Ecology (NIOO), Wageningen, Holanda e faz parte de uma parceria entre o NIOO e a Universidade de São Paulo (USP). Os procedimentos aqui realizados foram embasados no trabalho de Doutorado de Nathalie Dyane Miranda Slompo e Mestrado de Hiago Francisco Schiano da Silva, ambos em execução.

As análises realizadas no trabalho assim como seus métodos e/ou equipamentos estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 - análises, métodos e equipamentos utilizados na determinação do polímero e da dosagem de aplicação.

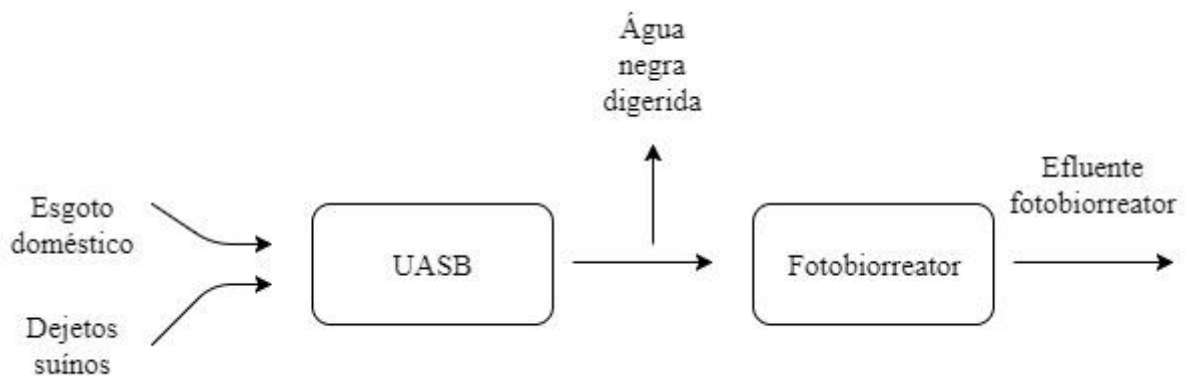
Análises	Métodos / equipamentos
pH	pHmetro
Turbidez	Turbidímetro HACH 2100 N
Sólidos Suspensos Totais	APHA 2012
Peso Seco	APHA 2012
Densidade Óptica	Espectrofotômetro DR 5000

Fonte: O autor.

4.1 Efluente

O efluente utilizado é proveniente de um fotobiorreator tipo *flat panel* abastecido pelo efluente de um reator UASB o qual recebe mistura que simula as características físicas e químicas de água negra, esquematizado na Figura 13.

Figura 13 - Fluxograma obtenção do efluente.



Fonte: O autor.

4.1.1 Água negra

Para a obtenção da água negra, utilizou-se uma mistura de esgoto sanitário proveniente do tratamento preliminar da Estação de Tratamento de Esgoto Monjolinho, SAAE - São Carlos e dejetos de suínos em proporção que simulasse a carga orgânica da água negra.

4.1.2 Efluente do Fotobiorreator

As algas utilizadas para o presente trabalho foram obtidas após uma semana de tratamento do efluente do reator UASB no fotobiorreator *flat panel* representado na Figura 14 operado em regime de batelada, sob condições controladas de aeração e iluminação.

Durante as semanas de ensaio houve variação das características do efluente do fotobiorreator tais como excessiva biomassa algal e diminuição do pH. Nestas semanas foram feitos ensaios de forma a avaliar a eficiência do coagulante quando houve valores elevados de turbidez ou valores baixos de pH.

Figura 14 - *Flat panel* fotobiorreator.



Fonte: O autor.

4.2 Determinação condições de flotação

O equipamento utilizado para realização da flotação foi o Flotatest, disponível no LATAR e projetado e construído por Marco Antonio Penalva Reali, utilizado na dissertação de mestrado de Rodrigo Vieira (2016) e tese de doutorado de Gabriel Dibbern Sacchi (2015) e atualmente utilizado no trabalho de mestrado de Hiago Francisco Schiano, está representado na Figura 16.

O processo de flotação foi antecedido apenas pela coagulação com mistura rápida em agitadores mecânicos em todas as análises. Para cada dosagem de polímero foram testadas diferentes velocidades de flotação: 0,25, 0,23 e 0,15 m/min. A câmara de saturação foi saturada

com ar durante 15 minutos e mantida com pressão igual a 5 kg/cm^2 . A taxa de recirculação aplicada foi de 11%. A velocidade de flotação que teve uma maior remoção de turbidez foi escolhida para a caracterização de peso seco e sólidos suspensos.

Figura 15 - Flotatest.



Fonte: O autor.

4.3 Determinação do polímero, dosagem de aplicação e taxa de flotação

Para a determinação da dosagem de polímero utilizou-se o equipamento Jartest representado na Figura 15, do Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR). Nele foi realizada a simulação da mistura rápida durante a coagulação. A rotação foi fixada à 200 rpm.

Na primeira etapa do trabalho comparou-se a eficiência de coagulação de dois polímeros naturais, Tanfloc SG e Tanfloc SH variando as dosagens de aplicação de 50 a 100 mg/L do Tanfloc SG e 50 a 200 mg/L do Tanfloc SH, utilizando como variável de controle o pH e a turbidez. Os valores de pH foram lidos apenas para o efluente do fotobiorreator. Utilizou-se a turbidez para avaliação de eficiência de remoção para os diferentes polímeros e suas dosagens. Como citado anteriormente, o efluente teve algumas alterações devido ao não controle operacional do fotobiorreator em relação aos sólidos suspensos ou pH e/ou devido a estocagem do efluente. Os valores de turbidez foram obtidos de acordo com a leitura no equipamento HACH 2100 N Turbidimeter, do efluente flotado.

Para a escolha da melhor dosagem de polímero e velocidade de flotação foram plotados gráficos relacionando a turbidez remanescente com a dosagem do polímero e a velocidade de flotação, para ambos os polímeros. A velocidade de flotação e dosagem de polímero foram escolhidas por comparação levando em consideração a eficiência de remoção e quantidade de polímero aplicado.

Figura 16 - Jarrest.



Fonte: O autor.

4.4 Avaliação da remoção de turbidez para diferentes valores de pH

Devido às alterações no fotobiorreator, não foi possível a obtenção de um efluente com as mesmas condições das variáveis analisadas. O pH esperado quando o fotobiorreator funcionava normalmente era próximo de 8 com turbidez superior à 200 NTU. Desta forma, foram feitos alguns ensaios com o pH variando de 4,8 até 8,5 de maneira não uniformemente distribuída. Além da variação de pH houve também variação nos valores da turbidez.

4.5 Comparação da eficiência de remoção de diferentes valores de turbidez

Em alguns dias ao longo do trabalho, houve diferentes valores de turbidez com valores próximos de pH. Então, foram feitos ensaios para analisar a eficiência de remoção de média e alto turbidez. Os diferentes valores de turbidez deve ao fato de alterações no comportamento da biomassa algal.

4.6 Avaliação da eficiência da flotação para remoção de sólidos suspensos e algas do efluente do fotobiorreator

Após determinação das condições de flotação e dosagem de polímero, foi avaliada a remoção de sólidos suspensos, remoção de algas, densidade óptica de acordo com os procedimentos descritos por APHA (2012).

A avaliação de remoção de algas foi realizada através das análises de densidade óptica, no equipamento HACH DR 5000 através do comprimento de ondas múltiplas.

4.7 Correção dos valores

Para a avaliação de todas as variáveis discutidas nos próximos tópicos, salienta-se que todos os valores de turbidez, densidade óptica, peso seco e sólidos suspensos totais foram corrigidos de acordo com a taxa de recirculação escolhida de acordo com a Equação 1.

$$C = \frac{\text{Variável}}{1 - \text{Taxa Rec.}} \quad (1)$$

Variável: variável analisada;

Taxa de Rec.: taxa de recirculação 11%;

C: valor da variável analisada corrigida.

Para cálculo da eficiência de remoção das variáveis foi utilizada a Equação 2:

$$E = \left(1 - \left(\frac{P_0}{P} \right) \right) * 100 \quad (2)$$

P₀: variável inicial;

P: variável no efluente flotado.

5 Discussão dos resultados

Avaliação da dosagem do polímero

Com o objetivo de obter a melhor eficiência de remoção de algas foram testados dois polímeros naturais Tanfloc SG e Tanfloc SH, utilizando diferentes dosagens destes no efluente proveniente do fotobiorreator. Para diferentes velocidades de flotação, analisou-se a turbidez remanescente em cada amostra. Como o objetivo foi a obtenção da melhor dosagem de coagulante, o tempo de saturação foi de 15 minutos, a pressão de saturação foi de 500 kPa e a taxa de recirculação foi de 11% em todos os ensaios. As velocidades de flotação foram de 0,25; 0,23 e 0,15 m/s e são representadas por V1, V2 e V3, respectivamente.

5.1 Dosagem polímero Tanfloc SG

Para a determinação da dosagem do Tanfloc SG, repetiu-se por duas vezes o procedimento de flotação em dias diferentes. Nos dois dias, ou ensaios foram analisadas as remoções de turbidez com as mesmas dosagens de aplicação de polímero. Esta repetição deve-se ao fato de que no primeiro ensaio a análise ocorreu três dias após a coleta do efluente do fotobiorreator e para não haver nenhuma interferência devido ao procedimento de estocagem do efluente ou alteração do meio devido as atividades biológicas dos microrganismos, repetiu-se a flotação com as mesmas dosagens de coagulante, porém um dia após a coleta do efluente do fotobiorreator.

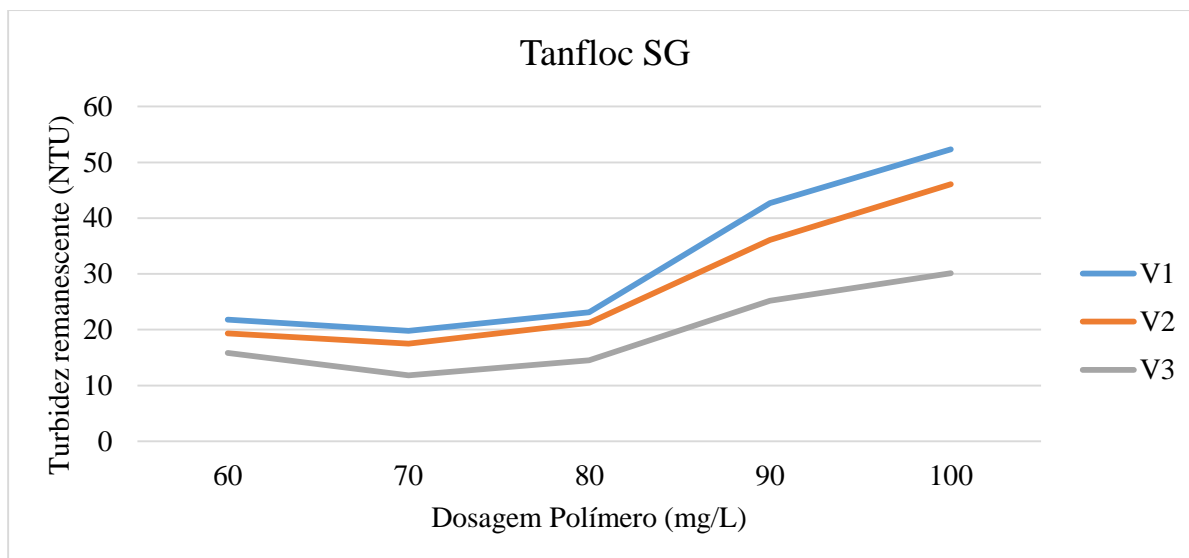
Na primeira série de testes o efluente antes da coagulação tinha turbidez inicial de 190 NTU e pH igual a 8,4, representado na Tabela 3. Na Figura 17 observa-se que a menor turbidez remanescente foi obtida com uma dosagem de 70 mg/L do coagulante e velocidade de flotação igual a 0,15 m/s. A melhor eficiência de remoção de turbidez foi de 93,79% com turbidez remanescente igual a 11,8 NTU.

Tabela 4 - Turbidez remanescente (NTU) para as diferentes dosagens do polímero Tanfloc SG (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).

Dosagem polímero (mg/L)	V1 (0,25 m/s)	V2 (0,23 m/s)	V3 (0,15 m/s)
60	21,8	19,3	15,8
70	19,8	17,5	11,8
80	23,14	21,2	14,5
90	42,7	36,1	25,2
100	52,4	46,1	30,1

Fonte: O autor.

Figura 17 - Turbidez remanescente (NTU) após flotação utilizando o coagulante Tanfloc SG (mg/L) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).



Fonte: O autor.

Na segunda vez que se testou as dosagens de coagulante, o pH do efluente antes da coagulação foi de 8,32 e a turbidez inicial 230 mg/L. Na Tabela 4 e na Figura 18 estão representados os resultados obtidos desta vez.

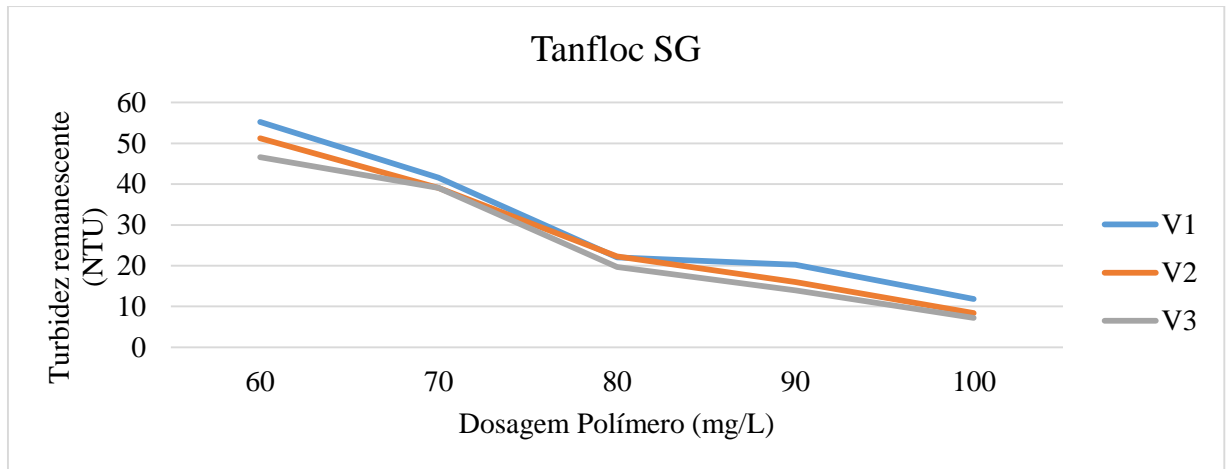
A maior remoção de turbidez foi obtida com dosagem de coagulante igual a 100 mg/L, com turbidez remanescente de 7,2 NTU com eficiência de 97,2% e velocidade de flotação igual a 0,15 m/s.

Tabela 5 - Turbidez remanescente (NTU) para as diferentes dosagens do polímero Tanfloc SG (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).

Concentração polímero (mg/L)	V1 (0,25 m/s)	V2 (0,23 m/s)	V3 (0,15 m/s)
60	55,3	51,2	46,6
70	41,6	39,1	39,1
80	22,0	22,2	19,7
90	20,2	16,0	13,9
100	11,8	8,3	7,2

Fonte: O autor.

Figura 18 - Turbidez remanescente (NTU) após flotação utilizando o coagulante Tanfloc SG (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).



Fonte: O autor.

5.2 Dosagem polímero Tanfloc SH

Para a determinação de aplicação do Tanfloc SH, foi analisada a remoção de turbidez, variando a dosagem do coagulante. Em ambos os ensaios, a análise de remoção da turbidez foi realizada dois dias após a coleta do efluente do fotobiorreator.

A primeira série de dosagem do coagulante foi realizada no intervalo de 60 a 100 mg/L variando sua aplicação de 10 em 10 mg/L. No primeiro ensaio (primeiro dia) o pH do efluente era de 8,88 e a turbidez inicial de 173 NTU. A turbidez remanescente para as diferentes dosagens e velocidades de flotação estão representadas na Tabela 5 e na Figura 19.

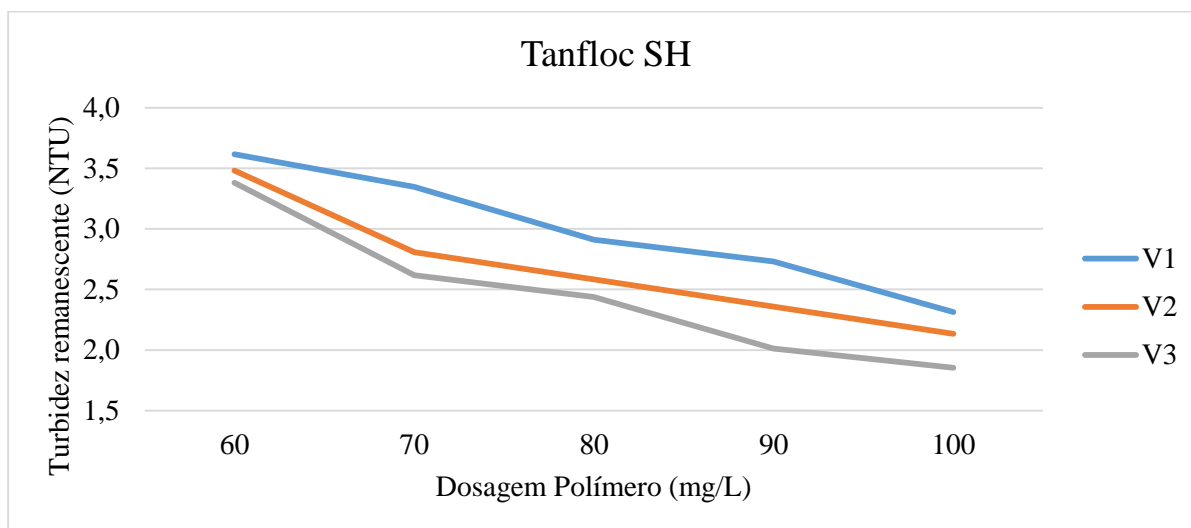
Na segunda série a dosagem de coagulante variou de 80 a 200 mg/L, em intervalos não igualmente espaçados, de modo a se obter um ponto de inflexão do gráfico, representado pela Figura 20 e Tabela 6. A turbidez inicial era de 210 NTU e o pH igual a 8,15. O ponto de mínimo demonstra a maior eficiência de remoção de turbidez. A partir deste ponto a adição de coagulante não afetaria mais a remoção.

Tabela 6 - Turbidez remanescente (NTU) para as diferentes dosagens do polímero Tanfloc SH (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).

Concentração polímero (mg/L)	V1 (0,25 m/s)	V2 (0,23 m/s)	V3 (0,15 m/s)
60	3,6	3,5	3,4
70	3,3	2,8	2,6
80	2,9	2,6	2,4
90	2,7	2,4	2,0
100	2,3	2,1	1,9

Fonte: O autor.

Figura 19 - Turbidez remanescente (NTU) após flotação utilizando o coagulante Tanfloc SH (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).



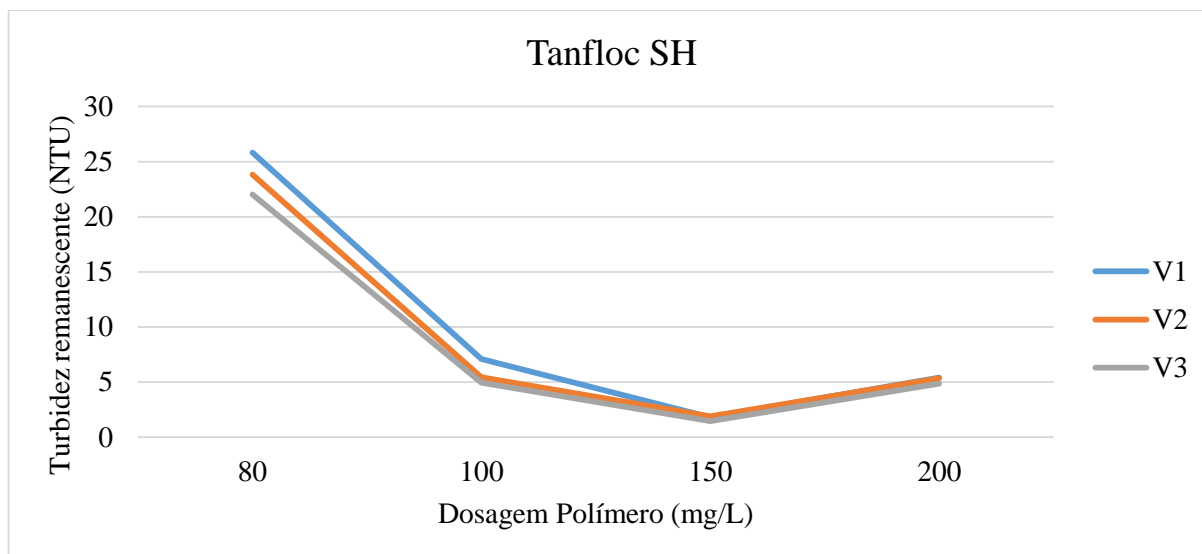
Fonte: O autor.

Tabela 7 - Turbidez remanescente (NTU) para as diferentes dosagens do polímero Tanfloc SH (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).

Concentração polímero (mg/L)	V1 (0,25 m/s)	V2 (0,23 m/s)	V3 (0,15 m/s)
80	25,8	23,8	22,0
100	7,1	5,4	4,9
150	1,8	1,9	1,5
200	5,4	5,3	4,9

Fonte: O autor.

Figura 20 - Turbidez remanescente (NTU) após flotação utilizando o coagulante Tanfloc SH (mg/L) e velocidades de flotação (m/s) (V1 = 0,25 m/s; V2 = 0,23 m/s; V3 = 0,15 m/s).



Fonte: O autor.

5.3 Escolha do polímero, dosagem de aplicação e velocidade de flotação

A maior remoção de turbidez utilizando o polímero Tanfloc SG foi obtida três dias após a coleta do efluente do fotobiorreator. Este resultado pode ser devido às alterações do potencial zeta do efluente uma vez que os valores de pH estavam próximos e a diferença da turbidez inicial, 190 e 230 NTU na primeira e na segunda série de ensaios, não foi significativa. Embora esta variável não tenha sido monitorada, ela pode estar relacionada ao potencial zeta. Vieira (2016) cita que esta variável interfere no processo de floculação das partículas. Renault et al. (2008) citam que o potencial zeta influencia na coagulação/floculação quando se utiliza a quitosana como coagulante. Não foi adotada a utilização do Tanfloc SG devido à grande turbidez remanescente.

As maiores remoções de turbidez foram obtidas com a utilização do Tanfloc SH. Embora tenha sido obtido o ponto de inflexão da curva turbidez remanescente pela concentração do polímero no ponto 150 mg/L, optou-se pela escolha de 100 mg/L pois a diferença obtida entre as duas turbidez remanescentes foi pequena de modo que a dosagem do polímero foi decisiva. Uma dosagem de 50 mg/L a mais representa um maior custo de tratamento. A eficiência de remoção de turbidez foi de 97,7% com turbidez remanescente igual a 4,9 NTU para dosagem de 100 mg/L do polímero enquanto que para 150 mg/L foi de 99,2% com turbidez remanescente igual a 1,5 NTU.

A velocidade de flotação escolhida foi 0,23 m/s. Esta velocidade resultou em eficiência similar à de 0,15 m/s que foi a que apresentou maior eficiência. A escolha desta velocidade é justificada por Vieira (2016) que comenta que quanto maior a velocidade ascensional das bolhas de ar, maior é a taxa de aplicação superficial de flotação.

5.4 Comparação da eficiência de remoção de diferentes valores de turbidez

Para verificar qual faixa de turbidez a utilização do polímero Tanfloc SH com dosagem de 100 mg/L tem boa remoção de turbidez, foi comparada a eficiência para três condições diferentes de turbidez que estão representadas na Tabela 7. Os valores de pH do efluente variaram pouco, sendo o efluente obtido diretamente do fotobiorreator sem nenhuma adição de alcalinizante ou ácido para controle de pH.

Tabela 8 - Comparação da eficiência de remoção (%) para diferentes valores de turbidez (NTU), obtidas após coagulação com polímero Tanfloc SH 100 mg/L seguida de flotação.

pH	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez residual (NTU)	Eficiência remoção (%)
7,81	230	3,2	98,6
7,65	680	3	99,56
7,6	840	24,72	97,05

Fonte: O autor.

É válido ressaltar que na coagulação quando a turbidez foi de 840 NTU, houve necessidade de quadruplicar a dosagem de coagulante para 400 mg/L de modo à obter uma eficiência de remoção elevada. Este fato pode indicar em que há um limite de turbidez na aplicação do polímero Tanfloc SH quando utilizado como coagulante. Esta limitação pode estar na mistura rápida de coagulação ou em alguma característica não analisada no efluente. Esta variação pode ter sido ocasionada pelas condições de operação do fotobiorreator.

Por outro lado a elevada eficiência de remoção de turbidez para 680 NTU indica que a utilização do Tanfloc SH tem elevada remoção para alta turbidez do efluente proveniente do fotobiorreator. A diferença entre as eficiências de remoção não foi significativa em termos de turbidez residual.

5.5 Eficiência de remoção de turbidez para diferentes valores de pH

Foram realizados ensaios com diferentes valores de pH e turbidez inicial como descrito no item 4.4.

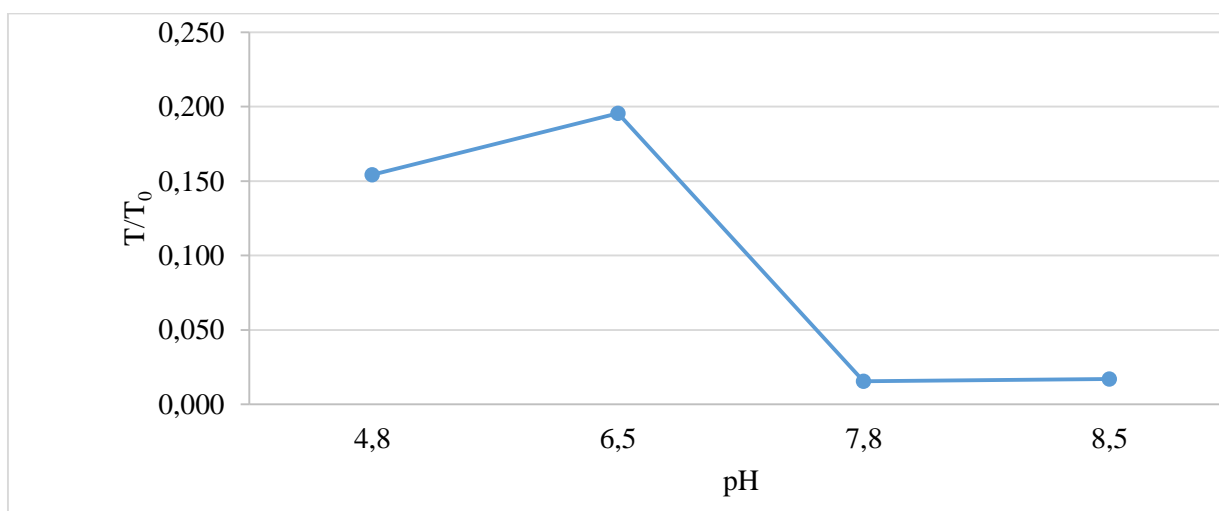
Para avaliar a eficiência de remoção de turbidez para a dosagem de 100 mg/L do polímero Tanfloc SH, adimensionalizou-se a turbidez, como descrita na Equação 3, para que a eficiência de remoção fosse independentemente do valor inicial.

$$\frac{T}{T_0} = \frac{\text{Turbidez remanescente}}{\text{Turbidez inicial}} \quad (3)$$

Os valores obtidos estão representados na Figura 21.

De acordo com os resultados apresentados na Figura 21 observa-se que houve uma redução acentuada de eficiência da remoção de turbidez quando o pH foi igual ou inferior a 6,5. Este resultado está de acordo com o que foi obtido por Graham et al. (2008). Este autor analisou a turbidez residual, da caulinita presente na água com o pH variando de 4 a 9 em intervalos de 1 a 1, após coagulação, utilizando um polímero catiônico a base de tanino. Ele obteve as menores eficiências de remoção para valores de pH inferiores a 7, sendo que houve uma relativa perda de eficiência quando o pH foi de 5 e 6 em relação ao pH 4, tendo maiores eficiências a partir de pH igual a 7. Ainda segundo os autores a densidade de carga do polímero decresce com o aumento do pH fazendo com que as dosagens ótimas e a remoção de turbidez sejam diferentes para valores variados de pH. Segundo Di Bernardo (1993) em meio ácido há uma maior concentração de prótons H^+ , fazendo com que a desprotonação de grupos funcionais das partículas coloidais, tais como carboxila, hidroxila ou amina, ocorra em menor escala, alterando assim o potencial zeta e reduzindo a eficiência de coagulação. A eficiência de remoção de turbidez para pH 4,8 e 6,5 foram de 84,6 e 82,6 % respectivamente.

Figura 21 - Razão turbidez remanescente / turbidez inicial para diferentes valores de pH, obtidas após coagulação com polímero Tanfloc SH 100 mg/L seguida de flotação.



Fonte: O autor.

A eficiência de remoção de turbidez quando o pH foi de 7,8 e 8,5 foram as melhores sendo de 98,6 e 98,5 % respectivamente. A elevada eficiência já era esperada devido as condições de determinação da dosagem do polímero terem sido realizadas com pH próximo a 7,8 e 8,5.

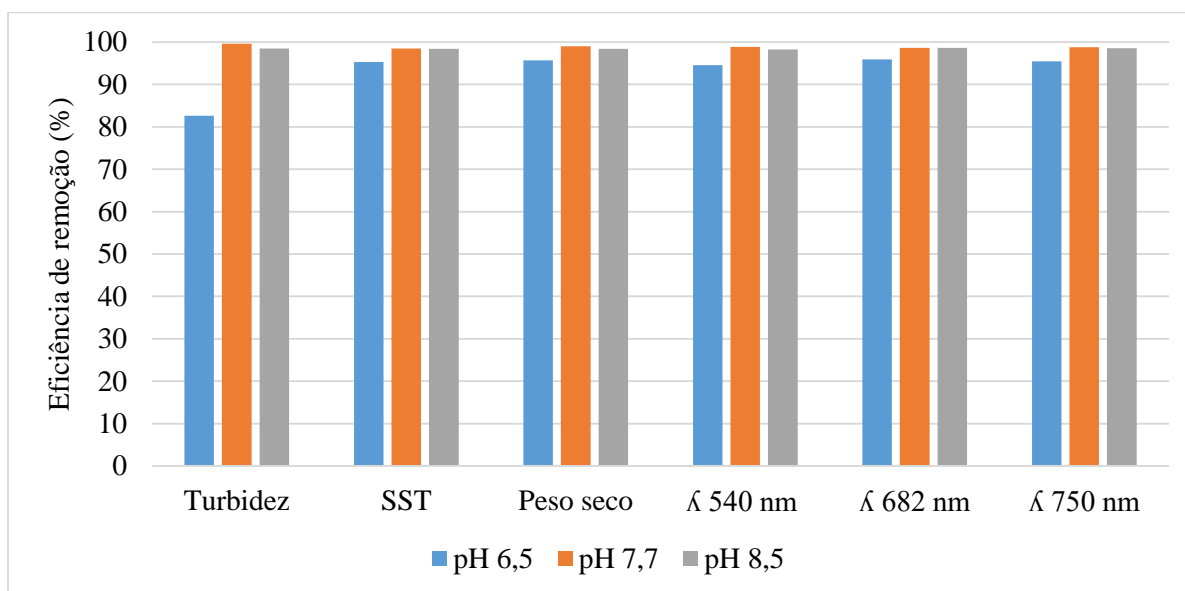
5.6 Avaliação de remoção de algas

Para avaliar a eficiência de remoção de algas do efluente do fotobiorreator pelo processo de flotação antecedido da coagulação usando o polímero natural à base de tanino, foram feitas análises de sólidos suspensos, peso seco e densidade óptica do efluente e afluente. Os resultados estão na Figura 22.

A densidade óptica foi feita em comprimentos de ondas múltiplas de 540, 682 e 750 nm. O comprimento de onda múltiplo foi usado devido ao fato dos diferentes espectros de absorção entre às variedades de clorofilas presentes na biomassa algal.

A densidade óptica teve como complementação o peso seco, os sólidos suspensos e a turbidez. Estes parâmetros em conjunto podem indicar a remoção de algas no processo.

Figura 22 - Eficiência de remoção (%) de turbidez, sólidos suspensos, peso seco e densidade óptica para diferentes comprimentos de onda, com a variação do pH.



Fonte: O autor.

As eficiências de remoção foram mais elevadas para o pH maior ou igual a 7,7 e menores para pH 6,5. De forma geral com exceção para o efluente com pH 6,5 as remoções de todas as variáveis para um determinado pH foram muito próximas não variando mais do que 1 %. Mesmo com baixa remoção de turbidez com pH igual a 6,5 as outras variáveis tiveram elevada

remoção e não variaram muito entre elas. Para uma melhor visualização os resultados obtidos estão representados na Tabela 8.

Tabela 9 - Eficiência (%) de remoção de turbidez, sólidos suspensos, peso seco e densidade óptica para diferentes comprimentos de onda, com a variação do pH.

Remoção (%)	pH 6,5	pH 7,7	pH 8,5
Turbidez	82,6	99,6	98,5
Sólidos Suspensos Totais	95,3	98,5	98,4
Peso Seco	95,7	99,0	98,4
λ 540 nm	94,5	98,8	98,2
λ 682 nm	95,9	98,6	98,6
λ 750 nm	95,4	98,8	98,5

Fonte: O autor.

Os valores obtidos de remoção de peso seco e densidade óptica foram muito próximos. Para pH 7,7 e 8,5 diferiram apenas uma casa decimal. Este fato pode indicar que houve elevada separação da biomassa algal do efluente.

6 Conclusões

A aplicação de polímeros naturais dependem do valor do pH, portanto o controle desta variável é de fundamental importância para o sucesso da flotação. O coagulante a base de tanino em questão proporcionou eficiência de remoção superior a 98,5 % de turbidez, sólidos suspensos totais e algas quando o pH do efluente estava próximo de 7,5. Nesta condição de pH, a dosagem ótima do coagulante foi de 100 mg/L do coagulante natural Tanfloc SH. Sendo uma boa alternativa para a coagulação seguida de flotação do efluente do fotobiorreator.

Referências

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. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005>>.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 2nd. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

BOLTO, B.; GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. **Water Research**, v. 41, n. 11, p. 2301–2324, 2007.

CASTRO, S. R. **Precipitação de estruvita: Recuperação de Nitrogênio e Fósforo Utilizando Fontes Alternativas de Reagentes**. 2014. Universidade Federal de Minas Gerais, 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.

[CSL STYLE ERROR: reference with no printed form.]

CORAUCCI, B.; ANDRADE, C. O. De; SOUSA, J. T. D.; NOUR, E. A. A.; FIGUEIREDO,

R. F. D.; NETO, C. O. D. A. Pós-Tratamento De Efluentes De Reatores Anaeróbios Por Sistemas De Aplicação No Solo. **Assunto: Esgoto. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Coletânea de Artigos Técnicos - volume I -**, p. 1–50, 2000. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/prosab/produtos.htm>>.

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

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

EDDY, M. &. **Westwater Engineering - Treatment Disposal and Reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

EDZWALD, J. K. Principles and applications of dissolved air flotation. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 3–4, p. 1–23, 1995.

EDZWALD, J. K. Dissolved air flotation and me. **Water Research**, v. 44, n. 7, p. 2077–2106, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.12.040>>.

ERICK, M. Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários por coagulantes naturais e não-naturais. p. 178–190, 2007.

FREITAS, T. K. F. S.; OLIVEIRA, V. M.; DE SOUZA, M. T. F.; GERALDINO, H. C. L.; ALMEIDA, V. C.; FÁVARO, S. L.; GARCIA, J. C. Optimization of coagulation-flocculation process for treatment of industrial textile wastewater using okra (*A. esculentus*) mucilage as natural coagulant. **Industrial Crops and Products**, v. 76, p. 538–544, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.06.027>>.

GRAAFF, M. S. de. **Resource recovery from black water**. 2010. Wageningen University, 2010.

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**. [s.l: s.n.].

HENDERSON, R. K.; PARSONS, S. A.; JEFFERSON, B. Successful Removal of Algae through the Control of Zeta Potential. **Separation Science and Technology**, v. 43, n. 7, p. 1653–1666, 2008.

HENDERSON, R. K.; PARSONS, S. A.; JEFFERSON, B. The potential for using bubble modification chemicals in dissolved air flotation for algae removal. **Separation Science and Technology**, v. 44, n. 9, p. 1923–1940, 2009.

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

KUJAWA-ROELEVELD, K.; ZEEMAN, G. Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 5, n. 1, p. 115–139, 2006.

KWAK, D.-H.; KIM, M.-S. Flotation of algae for water reuse and biomass production - role of zeta potential Kwak e Kim Wat Sci Technol 2015. **Water Science**, n. December, p. 762–769, 2015.

MARTÍNEZ, M. E.; JIMÉNEZ, J. M.; EL YOUSFI, F. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360–369, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030>>.

MILLER, S. M.; FUGATE, E. J.; CRAVER, V. O.; SMITH, J. A.; ZIMMERMAN, J. B. Toward understanding the efficacy and mechanism of *Opuntia* spp. as a natural coagulant for potential application in water treatment. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 12, p. 4274–4279, 2008.

MONTEIRO, J. M.; ALBUQUERQUE, U. P. de; ARAÚJO, E. L. de; AMORIM, E. L. C. de. Taninos: Uma abordagem da química à ecologia. **Química Nova**, v. 28, n. 5, p. 892–896, 2005.

NETTO, A. **Técnicas de Abastecimento e Tratamento de Água - Volume 2**. São Paulo: CETESB, 1974.

[CSL STYLE ERROR: reference with no printed form.]

OLADOJA, N. A. Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. **Journal of Water Process Engineering**, v. 6, p. 174–192, 2015.

PIVELI, R. P.; TAKAYUKI KATO, M. Qualidade das águas e poluição : aspectos físico-químicos. p. 285, 2006.

RENAULT, F.; SANCEY, B.; BADOT, P. M.; CRINI, G. Chitosan for coagulation/flocculation processes - An eco-friendly approach. **Chemical Engineering Journal**, v. 45, p. 1337–1348, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2008.12.027>>.

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.

STEPHENSON, R. J.; DUFF, S. J. B. Coagulation and precipitation of a mechanical pulping effluent - I. Removal of carbon, colour and turbidity. **Water Research**, v. 30, n. 4, p. 781–792, 1996.

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

YIN, C. Y. Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 9, p. 1437–1444, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2010.05.030>>.

ZEEMAN, G.; KUJAWA, K.; DE MES, T.; HERNANDEZ, L.; DE GRAAFF, M.; ABU-GHUNMI, L.; MELS, A.; MEULMAN, B.; TEMMINK, H.; BUISMAN, C.; VAN LIER, J.; LETTINGA, G. Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste(water). **Water Science and Technology**, v. 57, n. 8, p. 1207–1212, 2008.

