



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRO - REITORIA DE PÓS - GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

**REMOÇÃO DE CÉLULAS DE *Microcystis aeruginosa* EM ÁGUA DE
ABASTECIMENTO POR COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E
SEDIMENTAÇÃO UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO E SULFATO DE
ALUMÍNIO E FILTRAÇÃO POR FILTRO DE AREIA**

ERIVANNA KARLENE DOS SANTOS OLIVEIRA

Orientadora: Professora Dra Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

Co-orientador: Professor Dr. Wilton Silva Lopes

CAMPINA GRANDE-PB

2014

ERIVANNA KARLENE DOS SANTOS OLIVEIRA

**REMOÇÃO DE CÉLULAS DE *Microcystis aeruginosa* EM ÁGUA DE
ABSTECIMENTO POR COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO
UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO E SULFATO DE ALUMÍNIO E
FILTRAÇÃO POR FILTRO DE AREIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento aos requisitos necessários para obtenção do título de mestre.

CAMPINA GRANDE

2014

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

O48r Oliveira, Erivanna Karlene dos Santos.

Remoção de células de *Microcystis Aeruginosa* em água de abastecimento por coagulação, floculação e sedimentação utilizando cloreto férrico e sulfato de alumínio e filtração por filtro de areia [manuscrito] / Erivanna Karlene dos Santos Oliveira. - 2014.

119 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação, 2014.

"Orientação: Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, Pró-Reitoria de Pós-Graduação".

1. *Microcystis aeruginosa*. 2. Coagulação. 3. Sulfato de alumínio. 4. Cloreto férrico. I. Título.

21. ed. CDD 628.3

ERIVANNA KARLENE DOS SANTOS OLIVEIRA

REMOÇÃO DE CÉLULAS DE *Microcystis aeruginosa* EM ÁGUA DE
ABSTECIMENTO POR COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO
UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO E SULFATO DE ALUMÍNIO E
FILTRAÇÃO POR FILTRO DE AREIA

Data 11/04/2014

BANCA EXAMINADORA



Prof.^a Dra. Beatriz Susana Ovruski De Ceballos
(Orientadora - Universidade Estadual da Paraíba -UEPB)

Prof. Dr. Wilton Silva Lopes
(Co-Orientador - Universidade Estadual da Paraíba -UEPB)



Prof. Dra. Andréia Carla Lima Rodrigues
(Examinador Externo- Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)



Prof. Dr. Fernando Fernandes
(Examinador Interno - Universidade Estadual da Paraíba -UEPB)

CAMPINA GRANDE

2014

*À verdadeira fonte de riqueza de amor e carinho,
minha família.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pela dádiva da vida e pela oportunidade de caminhar e aprender novas lições que a vida nos proporciona, como também por iluminar minha trajetória me concedendo força e sabedoria para que eu alcançasse esta meta, não permitindo desaminar nas horas de dificuldade.

A minha fortaleza, meus pais, Erivaldo e Luzimar, meus irmãos, Everton e Leonardo, minha avó Maria e meu tio Arnaud, obrigada pelo amor, apoio, força, por estarem sempre ao meu lado em todos os momentos desde os difíceis até os mais alegres e emocionantes, ajudando-me a superar cada obstáculo, incentivando-me a conquistar mais uma etapa, e nunca abaixar a cabeça ou desistir em momento de dificuldade, dando-me excelentes oportunidades de crescer pessoalmente e profissionalmente.

A meu querido Kleber pelo amor, carinho, companheirismo, incentivo para concretizar os objetivos que almejo com perseverança e responsabilidade, pela ajuda na construção da dissertação, desde discussões sadias às ilustrações. Obrigada também por me acalmar nos momentos de aflição e de estresse.

À querida orientadora Prof. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos (Bia), obrigada pelo incentivo, paciência, confiança, apoio, dedicação aos trabalhos acadêmicos e de acreditar no meu potencial, além do carinho e dos brigões, mas sempre querendo meu crescimento pessoal e profissional.

Ao meu Co-orientador Prof^o. Dr. Wilton Silva Lopes pela orientação na realização do trabalho e apoio.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pelos ensinamentos transmitidos.

Aos meus grandes amigos Aluízio (Alu), Eyre e Tércio verdadeiros companheiros para todas as horas, que foram essenciais na elaboração dessa dissertação, estando comigo em todos os momentos tanto de alegria quanto de dificuldade, sempre me apoiando e fazendo-me acreditar que tudo iria dar certo.

Às mestres Alaine, Hindria e Sylvania, pela cooperação na fase experimental.

Aos queridos colegas do MCTA que com o mesmo objetivo de concluir mais uma etapa de nossas vidas, acreditaram que são capazes de superar obstáculos. Em especial a meus amigos Aninha, Luquinhas, Nessinha, Natália, obrigada pela amizade, companheirismo, discussões sadias, pelo abraço amigo na hora de aflição.

Aos colegas da EXTRABES, Seu Marconi, Rafael, Wenderson, Ferreira, Lucinaldo, Nélia e Dona Marleide, obrigada por toda a ajuda, amizade e pelo incentivo para concluir com êxito as atividades laborativas.

Aos voluntários e bolsitas da EXTRABES pela colaboração e discussões sadias em especial Flávia, Albyere e Isabel.

À equipe do laboratório de Limnologia do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde (CCBS), no Complexo Integrado de Pesquisa Três Marias da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), ao professor Dr. José Etham de Lucena Barbosa por ceder o

laboratório de Limnologia, especialmente a Janiele Vasconcelos e Climélia Nóbrega pela colaboração nas análises das cianotoxinas.

Aos meus queridos amigos Washington, Gentil, Rômulo, Pantoja, Gindomar da UFPB obrigada pela convivência sadia, pelos conhecimentos e discussões, e que mesmo não sendo a área deles sempre me incentivaram a fazer o melhor independente da dificuldade.

À equipe do laboratório Nepremar do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde (CCBS), da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), em especial ao Prof^o. Dr. Roberto Sassi, Patrícia, Jordana e Aline que ajudaram no processo de purificação da cultura de *Microcystis aeruginosa*.

À CAPES pela concessão da bolsa.

RESUMO

A presença de cianobactérias em reservatórios, lagos e rios é um problema mundial de saúde ambiental, em consequência da eutrofização antropogênica. Esses microrganismos dificultam a potabilização da água, por produzir gosto e odor difíceis de remover e suas células em alta densidade colmatam os filtros, diminuindo sua vida útil. No método convencional de tratamento de água, coagulação, floculação e sedimentação são fundamentais na remoção de células e determinam a eficiência das operações seguintes. Neste trabalho analisou-se a eficiência na remoção de células intactas de *Microcystis aeruginosa* e da microcistina-LR nas etapas de coagulação, floculação e sedimentação, seguido por filtração em filtro de areia com uso dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio, avaliando quatro taxas de filtração de 15, 30, 50 e 100 m³.m⁻².d⁻¹, em pH 7,5 e dosagem de 40 mg.L⁻¹ com testes em escala de bancada (*Jartest*) utilizando-se água tratada de torneira desclorada e adicionada de uma cultura pura de *M. aeruginosa* com densidade final aproximada de 10⁵ cel.mL⁻¹ simulando uma floração. Os parâmetros de referência foram turbidez, cor aparente e concentração celular. Observou-se que a eficiência, tanto com as taxas de 15 e 30 m³.m⁻².d⁻¹ tiveram remoções semelhantes para as variáveis cor aparente, turbidez e concentração celular com 79%, 80% e 92%; e 80%, 80,5% e 89,10%, respectivamente para o coagulante cloreto férrico. Para o sulfato de alumínio e para ambas as taxas, houve a mesma reposta com remoções de 81,48% para cor aparente, 83,25% para turbidez e 90,50% para concentração celular, já para a taxa de 30 m³.m⁻².d⁻¹ as remoções foram de 83,33% , 83,25% e 89,71% respectivamente. Não foi observada lise celular e conseqüentemente, não houve aumentos, ao longo do tratamento, das concentrações da cianotoxina microcistina -LR.

Palavras-chave: *Microcystis aeruginosa*. Coagulação. Sulfato de alumínio. Cloreto férrico.

ABSTRACT

The presence of cyanobacteria in reservoirs, lakes and rivers is a global environmental health problem as a result of anthropogenic eutrophication. These microorganisms hinder water purifiers, to produce taste and odor difficult to remove and the cells at high density clog the sand filters, reducing its time of use. In the conventional method of water treatment, coagulation, flocculation and sedimentation are essential in the removal of cells and determine the efficiency of the following operations. In this study we analyzed the efficiency of removal of intact cells of *Microcystis aeruginosa* and microcystin-LR in the stages of coagulation, flocculation and sedimentation, followed by filtration through sand filters with the use of coagulants ferric chloride and aluminum sulfate, evaluating four filtration rates: 15, 30, 50 and 100 m³.m⁻².d⁻¹ at pH 7.5 and a dosage of 40 mg.L⁻¹ tests with a bench-scale (*Jartest*) using treated water dechlorinated and added with a pure culture of *M. aeruginosa* with approximate final density of 10⁵ cel.mL⁻¹ simulating a bloom. The parameters control were turbidity, apparent color and cell concentration. It was observed that both the efficiency rates at 15 and 30 m³.m⁻².d⁻¹ had similar removal of apparent color, turbidity and cell concentration (79%, 80% and 92% and 80%, 80,5% and 89,10% respectively for the coagulant ferric chloride. And for aluminum sulphate was the same for both rates removals of 81,48% for apparent color, turbidity to 83,25% and to 90,50% for cell concentration, since the rate for 30 m³.m⁻².d⁻¹ removals were 83,33%, 83,25% and 89,71%, respectively. No cell lysis was observed and consequently, no further increases in concentrations of microcystin-LR cyanotoxin during treatment was observed.

Palavras-chave: *Microcystis aeruginosa*. Coagulation. Aluminium sulphate. Ferric chloride.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio.	39
Figura 2: Organograma do procedimento experimental.....	52
Figura 3: Cultivo de <i>Microcystis aeruginosa</i> com 15 dias de incubação.....	55
Figura 4: Câmara de Uthermöhl de 2 cm de altura.....	56
Figura 5: Equipamento de <i>Jar Test</i> utilizado nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação.	59
Figura 6: Esquema do sistema experimental (A) equipamento de Jar Test; (B) sistema de filtração por gravidade com vazão controlada; (C) filtro de laboratório de areia (FLA) e (D) erlenmeyers para coleta dos efluentes dos filtros.....	60
Figura 7: Esquema do Filtro de laboratório de areia.	62
Figura 8: Reação colorimétrica observada com o kit ELISA: placa após a adição do substrato da enzima (a) e após a adição da solução Stop (b e c).	64
Figura 9: Diagrama de coagulação para remoção de cor aparente com cloreto férrico. Média de cor aparente inicial: 22uH.....	66
Figura 10: Diagrama de coagulação com cloreto férrico para remoção de turbidez. Média de turbidez inicial: 3,37uT.....	66
Figura 11: Diagrama de coagulação para remoção de células de <i>M. aeruginosa</i> com cloreto férrico. Média de concentração celular inicial: 2,98E+05 cel.mL ⁻¹	67
Figura 12: Box Plot de cor aparente com o cloreto férrico e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48). Médias da cor aparente da AE: 57,37 uH e AD: 24,93 uH.	71
Figura 13: Box Plot de turbidez com o cloreto férrico e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48). Médias de turbidez da AE: 4,27 uT e AD:0,84 uT.....	71
Figura 14: Box Plot de concentração celular com o cloreto férrico e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48). Médias da densidade celular da AE: 3,30E+05 cel.mL ⁻¹ e AD: 1,49E+05 cel.mL ⁻¹	72
Figura 15: Amostras de água, A) Cultura pura; B) Água de estudo; C) Água Decantada com coagulante Cloreto férrico (CF); D) Água pós-filtração AFACF 30m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	73
Figura 16: Diagrama de coagulação para remoção de cor aparente com o sulfato de alumínio. Média de cor aparente inicial: 36 uH.	75

Figura 17: Diagrama de coagulação para remoção de turbidez com o sulfato de alumínio. Média de turbidez inicial: 4,3 uT.	75
Figura 18: Diagrama de coagulação para remoção de células de <i>M. aeruginosa</i> com o sulfato de alumínio. Média de concentração celular inicial: 3,19E+05 cel.mL ⁻¹	76
Figura 19: Box Plot de cor aparente remanescente com o sulfato de alumínio e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48).	79
Figura 20: Box Plot de turbidez remanescente com o sulfato de alumínio e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48).	80
Figura 21: Box Plot de concentração celular remanescente com o sulfato de alumínio e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48).	81
Figura 22: Amostra de água, A) Cultura pura; B) Água de estudo; C) Água Decantada com coagulante Sulfato de alumínio (SA); D) Água pós-filtração AFASA 30m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros e métodos de medição utilizados para caracterizar a água base (AB): água da rede distribuição da ETA de Gravatá e captada no Reservatório Epitácio Pessoa (Boqueirão).....	53
Tabela 2: Parâmetros e métodos de medição utilizados para caracterizar as águas de estudo (AE) e as águas efluentes dos filtros de areia.	57
Tabela 3: Parâmetros operacionais usados nos ensaios de bancada.....	60
Tabela 4: Taxas de filtração e tempo de escoamento pelo filtro de areia.....	61
Tabela 5: Valores médios da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios preliminares com cloreto férrico.....	65
Tabela 6: Valores médios dos parâmetros de caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas nos ensaios de coagulação usando as melhores dosagens dos coagulantes. ..	68
Tabela 7: Valores médios remanescentes de turbidez, de cor aparente e de concentração de células de <i>M. aeruginosa</i> na água decantada, utilizando as melhores dosagens de cloreto férrico e os melhores valores de pH de coagulação.	68
Tabela 8: Valores médios da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas nos ensaios de filtração por filtros de laboratório de areia com cloreto férrico pH 8,5 a 25°C.	69
Tabela 9: Valores médios da caracterização das águas decantadas (AD) utilizadas nos ensaios de filtração por filtros de laboratório de areia com cloreto férrico e pH 7,5 a 25°C.	69
Tabela 10: Comparação dos valores médios da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas no conjunto de ensaios com cloreto férrico.....	70
Tabela 11: Eficiência média do sistema utilizando com cloreto férrico.....	73
Tabela 12: Valores médios da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios preliminares com sulfato de alumínio.....	74
Tabela 13: Valores médios de caracterização das águas de estudo (AE) utilizada nos ensaios de coagulação usando as melhores dosagens dos coagulantes.	77
Tabela 14: Valores médios remanescentes de turbidez, de cor aparente e concentração de células de <i>M. aeruginosa</i> na água decantada, utilizando as melhores dosagens de sulfato de alumínio e os melhores valores de pH de coagulação.	77

Tabela 15: Valores médios da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com sulfato de alumínio pH 8,5 a 25°C. 78

Tabela 16: Valores médios da caracterização das águas decantadas (AD) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com sulfato de alumínio pH 7,5 a 25°C. 78

Tabela 17: Comparação dos valores médios da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas no conjunto de ensaios com sulfato de alumínio. 79

Tabela 18: Eficiência média do sistema utilizando sulfato de alumínio. 82

LISTA DE TABELAS NO APÊNDICE

Tabela Apêndice A-1: Resultados detalhados da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios preliminares com cloreto férrico.	102
Tabela Apêndice A-2: Resultados dos ensaios preliminares realizados com cloreto férrico.....	102
Tabela Apêndice A-3: Valores detalhados da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios de coagulação usando as melhores dosagens do coagulante (n=4).	103
Tabela Apêndice A-4: Valores detalhados de turbidez, cor aparente e concentração de M. aeruginosa na água decantada, utilizando as melhores dosagens de cloreto férrico e os melhores valores de pH de coagulação.	103
Tabela Apêndice A-5: Resultados detalhados da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com cloreto férrico pH 8,5 a 25°C (n=8).	104
Tabela Apêndice A-6: Resultados detalhados da caracterização das águas decantada (AD) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com cloreto férrico pH 7,5 a 25°C (n=16).	105
Tabela Apêndice A-7: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de areia com cloreto férrico e taxa de filtração de $15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	105
Tabela Apêndice A-8: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de areia com cloreto férrico e taxa de filtração de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	107
Tabela Apêndice A-9: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de areia com cloreto férrico e taxa de filtração de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	108
Tabela Apêndice A-10: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro laboratório de areia com cloreto férrico e taxa de filtração de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	110
Tabela Apêndice A-11: Resultados detalhados da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios preliminares com sulfato de alumínio.	111

Tabela Apêndice A-12: Resultados dos ensaios preliminares realizados com sulfato de alumínio.....	112
Tabela Apêndice A-13: Valores detalhados da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios de coagulação usando as melhores dosagens do coagulante (n=4).	113
Tabela Apêndice A-14: Valores detalhados de turbidez, cor aparente e concentração de <i>M. aeruginosa</i> na água decantada, utilizando as melhores dosagens de sulfato de alumínio e os melhores valores de pH de coagulação.	113
Tabela Apêndice A-15: Resultados detalhados da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com sulfato de alumínio pH 8,5 a 25°C (n=8).	114
Tabela Apêndice A-16: Dados detalhados da caracterização das águas decantada (AD) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com sulfato de alumínio pH 7,5 a 25°C (n=16).	115
Tabela Apêndice A-17: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de laboratório de areia com sulfato de alumínio e taxa de filtração de 15 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	116
Tabela Apêndice A-18: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de laboratório de areia com sulfato de alumínio e taxa de filtração de 30 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	117
Tabela Apêndice A-19: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de laboratório de areia com sulfato de alumínio e taxa de filtração de 50 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	119
Tabela Apêndice A-20: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de laboratório de areia com sulfato de alumínio e taxa de filtração de 100 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	120

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB - Água base

AD - Água decantada

AE - Água de estudo

AF - Água filtrada

APHA - *American Public Health Association*

DBPs - Formação de subprodutos da desinfecção

EDTA - Ácido etilenodiamino tetra-acético

ELISA - Enzyme-Linked Immuno Sorbent Assay

ETA - Estação de tratamento de água

EXTRABES - Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário

FAD - Flotação por ar dissolvido

FLA - Filtro de laboratório de areia

Gfl - Gradiente de velocidade médio de floculação

Gmr - Gradiente de velocidade médio de mistura rápida

Jar Test - Teste de jarros

LUX - Unidade de iluminância ou iluminamento

MC-LR – Microcistina-leucina-arginina

MIB - 2-metilisoborneol

MOA: - Matéria orgânica algogênica

MON - Matéria orgânica natural

PACl - Policloreto de alumínio

Tfl - Tempo de floculação

Tmr - Tempo de mistura rápida

Vs - Velocidade de sedimentação

WAC - poliidroxiclorsulfato de alumínio

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
2 OBJETIVOS	22
2.1 Objetivo geral	22
2.2 Objetivos específicos	22
3 REVISÃO DE LITERATURA	23
3.1 Cianobactérias e florações	25
3.2 Interferência humana e a eutrofização	27
3.3 Tratamento convencional de água	28
3.3.1 Coagulação e floculação	32
3.3.2 Diagramas de coagulação	38
3.3.3 Tipos de coagulantes	39
3.3.4 Sedimentação	41
3.3.5 Filtração	42
3.4 Trabalhos de remoção de cianobactérias e cianotoxinas	44
4 METODOLOGIA	51
4.1 Considerações gerais	51
4.2 Preparação da Água Base (AB)	53
4.3 Cultivo de <i>Microcystis aeruginosa</i> : preparação e manutenção da cultura	53
4.4 Preparação da Água de Estudo (AE)	56
4.5 Procedimento experimental	57
4.5.1 Ensaios prévios de coagulação/floculação/sedimentação	57
4.5.2 Avaliação das melhores condições e teste completos	58
4.5.3 Descrição do sistema experimental	58
4.6 Quantificação de microcistina-LR (MC-LR) com teste de imunoenensaio (ELISA)	62
4.7 Análises dos resultados	64
5 RESULTADOS	65
5.1 Resultados com o coagulante cloreto férrico	65
5.2 Resultados com o coagulante sulfato de alumínio	74
6 DISCUSSÃO	84
7 CONCLUSÃO	90
8 REFERÊNCIAS	91
APÊNDICES	101

1 INTRODUÇÃO

A frequência de florações de cianobactérias nos reservatórios de água doce vem aumentando em todo mundo em virtude das alterações climáticas e dos impactos antropogênicos, agravados pelo contínuo crescimento populacional, relacionado com o uso intenso de fertilizantes e agrotóxicos, como também com o aumento das descargas de esgotos mal tratados e de resíduos sólidos sem destino adequado (CODD et al, 2005; PAERL et al, 2011). Com as estiagens prolongadas, os baixos volumes das represas favorecem a concentração dos sais e dos nutrientes, especialmente o fósforo e o nitrogênio. Além disso, alguns fatores hidráulicos como a escassa turbulência da água, os longos tempos de detenção hidráulica e ambientais como a prolongada incidência luminosa diária, as altas temperaturas e o pH alcalino, típicos das águas lânticas do nordeste do Brasil também favorecem a proliferação de cianobactérias (APELDOORN et al, 2007; PAERL, HUISMAN, 2009; MOLICA; AZEVEDO, 2009).

Nos reservatórios de abastecimento humano as cianobactérias são um grave problema para a saúde ambiental e pública em nível mundial porque diversas linhagens produzem metabólitos secundários toxigênicos que afetam a biota e a saúde humana (CHORUS, BARTRAM, 1999). As cianotoxinas podem causar intoxicações agudas e crônicas, alterações genéticas, tumores, cânceres e morte. São conhecidos três tipos de toxinas segundo seu alvo de ação: as hepatoxinas (afetam o fígado), as neurotoxinas (sistema nervoso) e as dermatoxinas (a pele) (SILVONEN e JONES, et al, 1999; APELDOORN et al, 2007). Outros metabólitos secundários das cianobactérias como o MIB: 2–metilisoborneol e a geosmina conferem sabor e odor à água, são facilmente detectáveis pelos consumidores ainda que em baixas concentrações e difíceis de eliminar (Di BERNARDO, DANTAS, 2005; TEIXEIRA et al, 2010; HO et al, 2012).

Em 1996 mais de 60 pacientes de uma clinica de hemodiálise em Caruaru/PE, morreram após de receber via intravenosa água contaminada com cianotoxinas (AZEVEDO et al, 2002). Este foi o primeiro caso de intoxicação por cianotoxinas com observações presenciais em seres humanos e foi causa da inclusão, nos Guias sobre Qualidade de Água de Consumo Humano da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2003), de valores máximos permissíveis das concentrações de cianotoxinas na água tratada assim como das frequências de monitoramento dessas toxinas e das cianobactérias em função das densidades destas no ponto de captação de água para a Estação de Tratamento (ETA). Essas diretrizes estão incorporadas na legislação

Brasileira para água potável, atualmente na Portaria 2914/2011-MS, que cita o limite máximo permitido (VMP) de microcistina de $1\mu\text{g.L}^{-1}$. Já portarias anteriores incluíam esse VMP (Portaria MS 1469/2000 e 518/2005)

A proliferação de algas e cianobactérias em águas superficiais altera a qualidade a ser água tratada, causa problemas operacionais, em várias fases do tratamento, por exemplo, na coagulação e no processo de filtração. Na filtração causam redução no tempo de funcionamento do filtro de areia e conseqüentemente maiores frequências de retrolavagem porque ao colmatar esses filtros, ocorre diminuição da taxa de filtração e diminui a produção de água potável na estação de tratamento. Outros problemas associados ao número alto de cianobactérias incluem aumento da quantidade de coagulante usado e à produção de maiores volumes de lodo, a presença de sabor e odor, e a formação de subprodutos tóxicos durante a cloração como os trihalometanos. Todos estes problemas causam dificuldades técnicas significativas e aumentam os custos de produção de água potável. Aumentam também a necessidade de monitorar a qualidade da água bruta com maior frequência e todo o processo ao longo do tratamento (Di BERNARDO, 1995; Mc DOWALL et al, 2009). Todavia, o tratamento convencional da água praticado pela maioria das ETA's do país não é apropriado para remover cianotoxinas, que é denominado convencional por não incluir etapas avançadas, como o uso do carvão ativado.

A sedimentação é dificultada pelas altas densidades de cianobactérias devido à tendência de flutuação de algumas cianobactérias, relacionada com seu pequeno tamanho e sua forma filamentosa além de causarem o entupimento dos filtros já comentado, junto com sua baixa densidade e carga superficial negativa, requerem do aumento das dosagens dos produtos químicos entre eles dos coagulantes (AWWA, 2000; DRIKAS et al, 2001; TAKAARA et al, 2007).

As etapas sequenciais de coagulação química, floculação e sedimentação do tratamento convencional da água removem algas e cianobactérias e são importantes para o êxito das seguintes operações, de filtração e cloração. Células remanescentes podem colmatar os filtros e se não forem tomados cuidados operacionais apropriados durante a coagulação pode haver ruptura celular com liberação de cianotoxinas; ainda alguns coagulantes parecem favorecer a ruptura da célula (SUN et al, 2012). Quanto maiores às concentrações de cianotoxinas maiores as dificuldades para sua eliminação nas últimas etapas do tratamento convencional (filtração e cloração) (Di BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010).

A coagulação é uma etapa de grande importância no tratamento de água convencional, pois ela consiste no conjunto de ações físicas e de reações químicas que com duração de poucos segundos, coloca em contato o coagulante (usualmente um sal de alumínio ou de ferro) com as impurezas presentes. Apresenta-se em três fases: (a) formação das espécies hidrolisadas do sal quando disperso na água, (b) desestabilização das partículas coloidais e suspensas dispersas na massa líquida e (c) agregação dessas partículas para formação dos flocos (LIBÂNIO, 2010).

Os coagulantes mais conhecidos e utilizados no processo de tratamento de água são: sais de alumínio, tal como sulfato de alumínio, aluminato de sódio, cloreto de alumínio e sais de ferro como sulfato férrico, cloreto férrico, sulfato ferroso e polímero. (LIBÂNIO, 2010).

Nesse contexto o presente trabalho teve como finalidade avaliar, em escala de bancada, a eficiência de dois coagulantes (sulfato de alumínio e cloreto férrico) frequentemente utilizados no tratamento convencional de água (coagulação, floculação e sedimentação) e verificar qual deles é o mais indicado na remoção de células inteiras de uma linhagem de *Microcystis aeruginosa*, comprovadamente produtora de cianotoxina MC-LR, sob condições de diferentes valores de pH, seguida por filtração em filtros de areia com quatro taxas de filtração conferindo se sob condições controladas ocorre ou não a lise celular com liberação de cianotoxinas assim como verificar a eficiência de remoção de cor aparente e turbidez.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar a eficiência do sistema convencional de tratamento na escala de bancada na remoção de células de *Microcystis aeruginosa*, cor aparente e turbidez nas etapas de coagulação, floculação e sedimentação, com aplicação dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio, sob condições controladas em laboratório, seguido de filtração por filtro de areia.

2.2 Objetivos específicos

- 1- Identificar as condições ótimas de coagulação, floculação e sedimentação (construção de diagramas de coagulação) para remoção de turbidez, cor aparente e células de *Microcystis aeruginosa* usando os coagulantes cloreto férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$, PA) e sulfato de alumínio [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14-16 \text{H}_2\text{O}$, PA], sob diferentes valores de pH empregando água de torneira sem cloro residual em testes em escala de bancada (*Jar test*).
- 2- Avaliar a eficiência da remoção de cor aparente, turbidez e células de *Microcystis aeruginosa* na água decantada através de filtros de laboratório de areia utilizando taxa de filtração de 15, 30, 50 e 100 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.
- 3- Identificar possíveis rupturas (lises) de células de *Microcystis aeruginosa* ao longo do sistema de tratamento e o aumento/diminuição da concentração da toxina microcistina-LR.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A incidência de florações de cianobactérias em águas doces parece ter aumentado ao longo das últimas décadas devido ao aumento dos níveis de nutrientes causados por práticas intensivas de agricultura, geração de esgotos e do uso de detergentes (REYNOLDS, 1987; SVIRCEV e BÁLTICAS, 2011). Contudo, a proporção de cianotoxinas neste ambiente, fica mais susceptível à liberação de toxinas. As cianotoxinas são endotoxinas eliminadas ao ambiente pelas células senescentes, com a lise celular ou pela ruptura das células sob condições de estresse ou pelo uso de algicidas, por exemplo (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Além disso, a lise das células, durante o tratamento é um processo crucial para a liberação da microcistina e que continua sendo mal compreendida. Dois mecanismos de liberação de cianotoxinas podem ser relevantes no tratamento de água potável: a liberação natural de toxinas, como ocorre em reservatórios pela lise celular e, uma outra, como poderia ocorrer em alguma medida através da liberação ativa e induzida de toxinas como ocorre durante o processo de tratamento de água por efeito de fatores de estresse mecânicos e químicos que influenciam na estabilidade de células de cianobactérias (SCHMIDT et al, 2002).

As principais vias de intoxicação com as cianotoxinas são ingestão, inalação, contato dérmico e injeção, sendo a primeira mais comum. Nas atividades de recreação, a exposição às toxinas ocorre por ingestão acidental de água com células de cianobactérias, pelo contato dérmico e, com menor frequência, pela inalação de aerossóis (FUNARI e TESTAI, 2008; BACKER et al, 2010).

A ingestão da água da rede de distribuição também pode ser uma fonte de intoxicação (TEXEIRA et al, 1993) ou por alimentos contaminados com cianotoxinas como mariscos e peixes e suplementos nutricionais de origem aquática, como algumas cianobactérias. Nesses casos é frequente observar elevadas concentrações de cianotoxinas nos músculos e sistema digestório por efeito de sua bioacumulação nos animais e crustáceos e consequente biomagnificação através das cadeias e teias alimentares (zooplâncton, microcrustáceos, crustáceos, peixes) como relatado por Magalhães et al (2001), Karjalaine et al (2005), entre outros.

Outra via de contaminação inclui a hemodiálise e embora rara, a injeção intravenosa da toxina pode ter efeitos devastadores sobre a saúde humana (FUNARI e TESTAI, 2008). O primeiro e único evento confirmado *in loco* de casos de mortes

humanas por intoxicações com cianotoxinas ocorreu em Caruaru- Pernambuco/Brasil em 1996, quando 56 de 131 pacientes de uma clínica de hemodiálises morreram depois de receber nas veias água contaminada com microcistina (CARMICHAEL et al, 2001; AZEVEDO et al, 2002; WHO, 2003).

Episódios de intoxicação por ingestão de água de um reservatório contendo florações de cianobactérias também têm sido relatados. Ocorreu internação de 139 crianças e 10 adultos com água de abastecimento de uma represa contendo *Cylindrospermopsis raciborskii* na Austrália (METCALF e CODD, 2004).

Vários sintomas gastrointestinais graves afetaram cerca de 2000 pessoas, das quais 88 morreram, após consumirem água de um reservatório recém-construído logo após de sua inundação no Brasil o qual apresentava florescimento de cianobactérias e se deduz, por estudos epidemiológicos, que na água havia cianotoxinas (TEIXEIRA et al, 1993; METCALF e CODD, 2004). Outros episódios de doenças humanas associadas com cianobactérias incluiu uma correlação estatisticamente significativa entre o consumo de água de um reservatório em Armidale, na Austrália, com presença de *Microcystis aeruginosa* e indicações de lesões hepáticas (METCALF e CODD, 2004).

A alta incidência de câncer primário de fígado na China tem sido atribuída à água contaminada com toxinas de cianobactérias (HARADA et al, 1994; SVIRC~EV et al, 2009). Zhou et al (2011) sugerem que a presença de microcistina na água potável pode também desenvolver um tipo de câncer colón-retal, pelo fato que na cidade de Haining, eles encontraram uma estreita correlação entre o tipo da água de abastecimento (potável) e a incidência desta neoplasia.

Há sérias indicações de doenças neurodegenerativas, doenças tardias e cânceres (carcinoma hepatocelular) que podem estar associados com a exposição repetida à cianotoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999; MAGALHÃES et al, 2001).

Segundo Azevedo et al (1994) o primeiro caso da presença da microcistina nos reservatórios brasileiros, nesse estudo a cianobactéria *Microcystis aeruginosa*, extraída da Lagoa das Graças-SP, que produziu as variantes microcistina-LR e microcistina-LF.

O método convencional de tratamento de água consiste em uma sequência de processos (coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção) que é bastante eficaz na remoção de células de cianobactérias. Durante essas etapas, são necessárias condições controladas de operação para evitar destruir as células e a consequente liberação das toxinas. Estudos relatam a eficiência do tratamento convencional na remoção de células intactas, tanto de *Microcystis aeruginosa* quanto de outras espécies,

como *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena circinalis*, *Oscillatoria rubescens* e *Planktothrix agardhii* (DRIKAS et al, 2001; FUNASA, 2003; SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000; HENG et al, 2009; HENDERSON et al, 2010; SHEN et al, 2011).

O principal problema das florações de cianobactérias nas ETA's é a dificuldade que elevados números de células causam no tratamento durante o processo de coagulação, sendo necessário aumentar as dosagens de coagulantes e um esforço maior na verificação da eficiência da sedimentação (DRIKAS et al, 2001; SUN et al, 2012). O excesso de células tende a favorecer a formação de flocos de difícil sedimentação que podem persistir na unidade de decantação e serem carregados para os filtros, diminuindo o tempo das carreiras de filtração devido à colmatação. Esse fenômeno pode ocorrer após poucas horas de funcionamento (Di BERNARDO e DANTAS, 2005; HENDERSON et al, 2008; 2010).

A remoção de células inteiras de cianobactérias reduz significativamente a concentração de cianotoxinas e das substâncias produtoras de gosto e odor da água que esta sendo tratada, melhorando significativamente a qualidade final da água a ser distribuída (CHOW et al, 1998; Di BERNARDO e DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010). Apesar disso, tal procedimento não exclui a necessidade de se adotar novos métodos de tratamentos que abordam de forma específica a eliminação de toxinas dissolvidas e dos compostos geradores de sabor e odor (TEIXEIRA e ROSA, 2005).

3.1 Cianobactérias e florações

Registros de cianobactérias com cerca de 3 bilhões de anos foram encontrados em resíduos fósseis (estromatólitos) de locais diversos (MADIGAN et al, 2010). Sua designação, Cyanobacteria, deriva do grego: *cyano*, azul e *bacteria*, bactéria. Taxonomicamente pertencem ao domínio Bacteria, ordem *Cyanobacteriales*, classe *Photobacteria*, embora a taxonomia clássica da botânica as incluísse ainda entre as algas, na divisão *Cyanophyta* classe *Cyanophyceae* com a denominação vulgar de algas verdes azuis.

Cianobactérias são organismos autotróficos, procariontes gram-negativos fotossintéticos oxigênicos com mais 2.000 espécies identificadas e distribuídas em mais de 150 gêneros dos quais cerca de 40 são potencialmente tóxicos (CHORUS, BARTRAM, 1999; APELDOORN et al, 2007). Esses números podem estar subestimados em decorrência das dificuldades relacionadas à sua identificação

taxonômica (KOMÁREK, 2003). Possuem clorofila-*a*, pigmento de plantas e algas que participa da fotocatalise da água liberando oxigênio molecular (fotossíntese oxigênica) e outros pigmentos denominados ficobilinas (ficocianinas de cor azul e ficoeritrinas de cor vermelha) e xantofilas que em seu conjunto são a causa da cor verde – azul e garantem a utilização da energia luminosa nos extremos do espectro visível (400-700nm), portanto, são organismos que partilham características com bactérias e com algas (HENDERSON et al, 2008).

Algumas cianobactérias são diazotróficas, capazes de fixar o nitrogênio através de células especializadas (heterocistos) e, portanto, são de grande importância no ciclo biogeoquímico do nitrogênio. Sua função fisioecológica nos ciclos do carbono e do oxigênio também é fundamental, participando junto com as microalgas na produção da maior quantidade do O₂ que mantém a porcentagem de 20% na atmosfera terrestre. Crescem em ambientes lênticos e lóticos (lagos, lagoas, rios), em águas salinas, salobras e marinhas, em salinas de produção de sal, em águas de temperaturas extremas (águas termais e águas geladas dos pólos), em solos úmidos, troncos de árvores, em recifes de corais e esponjas, na superfície de grandes mamíferos como baleias, entre outros muitos habitats (MADIGAN et al, 2010).

A alta ubiquidade das cianobactérias se relaciona com adaptações fisiológicas e morfológicas das células, como os já citados heterocistos, outras apresentam vacúolos gasosos que são estruturas membranosas que se enchem com gás ou com água gerando variações da densidade celular, que pode atingir valor menor que da água e conferem flutuabilidade e regulação da profundidade de localização da célula na coluna d'água (REYNOLDS, 2006; HENDERSON et al, 2008). Outras adaptações são os acinetos, células diferenciadas e especializadas na resistência celular presentes em cianobactérias filamentosas, e que permitem a sobrevivência sob condições ambientais desfavoráveis (escassa luminosidade, alterações do pH e da temperatura, escassez de nutrientes). Com esses mecanismos adaptativos, as cianobactérias otimizam sua localização em função das necessidades de condições de luz, pH, nutrientes, etc. O processo reprodutivo é sempre assexuado, sendo geralmente por fissão binária (REYNOLDS, 1997).

Contribuem com grande parte da produtividade primária e fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos, em especial nos eutrofizados. A morfologia das cianobactérias inclui formas redondas ou ovais unicelulares (*Synechocystis*, *Synechococcus*), unicelulares e coloniais (*Microcystis*), unicelulares filamentosas e coloniais (*Cylindrospermopsis*, *Anabena*, *Oscillatoria*) (CARMICHAEL, 1994; CHORUS e

BARTRAM, 1999). A resistência química, a morfologia e a flutuabilidade da *Cylindrospermopsis raciborskii* permitem que ela resista às diversas etapas do tratamento convencional de água e, inclusive, seja encontrada na água já tratada (SENS et al, 2005).

Os agrupamentos coloniais podem estar protegidos por camadas mucilaginosas produzidas pelas próprias cianobactérias (REYNOLDS, 2006). Essa substância pode servir como abrigo para bactérias, protegendo-as da ação do cloro no momento da desinfecção. Para Tucci e Sant'Anna (2003), a ampla mucilagem produzida pelo gênero *Microcystis* atua para aumentar o sombreamento e diminuir a diversidade e riqueza de outras espécies ao longo da coluna de água.

Apesar de causar fortes impactos ambientais negativos e na saúde humana as cianobactérias são fontes importantes de compostos de interesse biomédico e bioindustriais: produzem compostos antitumorais, antivirais, antibióticos e antifúngicos, e elevados teores de ésteres de ácidos graxos de interesse na produção de biodiesel, entre outras aplicações (KUIPER-GODMAN et al, 1999).

3.2 Interferência humana e a eutrofização

As atividades antropogênicas incluem o lançamento ao ambiente de compostos tóxicos persistentes alguns deles com capacidade de bioacumulação ao longo das cadeias e teias alimentares bem como nutrientes, especialmente compostos ricos em fósforo e nitrogênio (CONLEY et al, 2009), que estimulam, nas águas, a eutrofização e os florescimentos de cianobactérias. Outros fatores como a alta incidência luminosa, pH na faixa básica, altas temperaturas (iguais ou superiores a 25°C), águas paradas ou de lenta circulação e estabilidade da coluna de água, favorecem ainda mais a proliferação desses microrganismos que formam densas massas verdes flutuando na superfície das águas (BITTENCOURT-OLIVERA, SANTOS, 2010).

Esse tipo de interferência é causa importante de alterações ecofisiológicas que influenciam na composição e equilíbrio da biota aquática ao afetar os fluxos de energia ao longo das cadeias e teias alimentares, que favorece sua transmissão para outras espécies e podem ser causa de sérios riscos à saúde humana (BEGON et al, 2007; HAVENS, 2008).

A eutrofização antropogênica nas águas superficiais foi observada em nível mundial a partir da segunda metade do século passado (1960 – 1970) e verificada sua

rápida expansão em bacias hidrográficas com crescimento não planejado do ambiente urbano, peri-urbano e rural (VOLLENWEIDER, 1968; 1981). Proliferação de algas nocivas representa uma séria ameaça para a vida aquática, para a saúde humana, para o turismo local, e para a estética de lagos e ambientes costeiros (BEAULIEU et al, 2005).

As melhorias introduzidas no tratamento das águas residuais e a ampliação das redes coletoras de esgotos não tem acompanhado o grau de crescimento populacional e de desenvolvimento, e em consequência, esgotos sem tratamento ou parcialmente tratados continuam sendo despejados no ambiente. Segundo dados do IBGE (2008), no Brasil há cerca de 2.817 municípios dotados de estações de tratamento convencional, dentre os quais 104 se situam na Região Norte, 851 na Nordeste, 1.087 na Sudeste, 545 na Sul e 230 na Centro-oeste. Considerando que diversos municípios dispõem de mais de uma unidade de tratamento, estima-se que mais 3500 estações convencionais estejam em operação no país. Embora predominem em quantidade, dificuldades diversas são observadas na remoção de cianobactérias e cianotoxinas (IBGE, 2008).

No Brasil, apenas 46,2% dos esgotos são coletadas e destes somente 37,9% são tratados parcialmente. Dados do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) mostram que 71,8% dos municípios não possuíam, em 2011, uma política municipal de saneamento básico. A estatística corresponde a 3.995 cidades que não cumprem a Lei Nacional de Saneamento Básico, aprovada em 2007 (AGÊNCIA BRASIL, 2012). Na Paraíba, segundo o Censo Demográfico (2010) do IBGE, 650 mil domicílios não possuem rede geral de esgoto sanitário, o que representa 60,06% do total. Estes dados são extremamente importantes para as autoridades ficarem alertas com a falta de assistência nesse setor, uma vez que os esgotos das cidades geralmente são destinados aos rios, açudes, pelo fato da inexistência de uma rede coletora que chegue até a estação de tratamento. Soma-se isso a falta de consciência da população que usa o esgoto para irrigação. Explicam essas informações, as principais causas de eutrofização acelerada dos reservatórios e a frequente proliferação de cianobactérias nesses corpos de água.

3.3 Tratamento convencional da água

O método de tratamento convencional de água é o predominante no Brasil tanto em relação ao número de unidades de tratamento quanto ao volume de água tratada. Essa tecnologia é atrativa por apresentar menor custo que os demais processos de

tratamento da água e por ser efetiva na purificação de águas, mas tem serias limitações para potabilizar águas eutrofizadas (CHOW et al, 1999; TEIXEIRA e ROSA, 2006).

As Estações de Tratamento de Água (ETA's) do nordeste captam água principalmente em mananciais de superfície, onde há ocorrência de florescimentos de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas. Para que a tecnologia convencional de tratamento de água seja eficiente é necessário que as cianobactérias sejam eliminadas nas primeiras etapas do tratamento, pois caso contrário, as populações abastecidas poderiam ficar expostas a sérios riscos de saúde pela possível liberação de cianotoxinas na água tratada. Cianobactérias em excesso em mananciais destinados ao abastecimento humano acarretam problemas operacionais nas ETA's tais como obstruções das canalizações, dificuldade nos processos de coagulação, floculação e sedimentação e no geral, aumento da dosagem de coagulante e colmatação dos filtros (Di BERNADO, 1995; BRANDÃO et al, 1998; AZEVEDO e BRANDÃO, 2003).

Esses inconvenientes podem originar uma redução na eficiência dos processos de tratamento e conseqüente degradação da qualidade do efluente da ETA. A eficácia de remoção das cianobactérias dependerá das condições da água captada, dos cuidados na captação e das técnicas de tratamento (BRASIL, 2004). Todavia, as características morfológicas e a distribuição dos organismos na massa de água do manancial têm grande influência na eficiência do tratamento, atribuindo comportamentos diferenciais para uma mesma tecnologia (KURODA, 2006).

O tratamento de água denominado de convencional é normalmente aplicado às águas que possuem partículas finamente divididas em suspensão e partículas coloidais e que necessitam de tratamento químico capaz de propiciar sua deposição, com um baixo período de detenção. O tratamento convencional é subdividido nas seguintes etapas, que se sucedem hidraulicamente:

- Coagulação: processo onde a adição de sulfato de alumínio ou sulfato ferroso, entre outros, através de mistura rápida, provoca a coagulação, formando compostos químicos. Esses compostos, formados através de choques com as partículas de impurezas, são por elas absorvidos causando o desequilíbrio das cargas elétricas superficiais, o que irá a propiciar a união destas partículas na etapa seguinte.
- Floculação: os compostos químicos, já misturados anteriormente, vão reagir com a alcalinidade da água formando compostos que tenham a propriedade da

adsorção, que é a capacidade de atrair partículas com cargas elétricas contrárias. Essas partículas são chamadas de flocos e têm cargas elétricas superficialmente positivas, enquanto que as impurezas presentes na água, como as matérias suspensas, as coloidais, alguns sais dissolvidos e bactérias, têm carga elétrica negativa, sendo assim retidas pelos flocos. É aqui, no compartimento da floculação, que se inicia a formação dos flocos, que irão crescendo (em tamanho) à medida que se dirigem para o decantador.

- Decantação: é o fenômeno pelo qual os flocos do coagulante, que já agregaram a si as impurezas, começam o processo de sedimentação e conseqüente clarificação da água. Esse fenômeno ocorre porque os flocos, que são mais pesados do que a água e devido à baixa velocidade da mesma na grande área do decantador, afundam pela ação gravitacional, ficando depositados no fundo do tanque, deixando a água superficial mais clara, ao longo do fluxo, e apta a seguir escoando para a próxima etapa.
- Filtração: a maioria das partículas fica retida no decantador, porém uma parte persiste em suspensão; e é para remover essa parte que se procede à filtração. Hidraulicamente, faz-se a água traspasar uma camada filtrante, constituída por um leito arenoso, com granulometria pré-dimensionada, sustentada por uma camada de cascalho, de modo que as impurezas, as partículas, a maioria das bactérias, entre outros, fiquem retidos e a água filtrada seja límpida.
- Desinfecção: a filtração bem executada elimina as partículas e quase todas as bactérias; entretanto, as bactérias têm que ser totalmente eliminadas. Para isso, recorre-se à desinfecção, que é feita pela adição de produtos químicos, dos quais o mais usado é o cloro. A cloração, como é chamada, é feita através de dosadores que aplicam compostos de cloro à água, desinfectando-a.
- Fluoretação: adição de compostos de flúor à água em tratamento, como medida de saúde pública, visando a diminuição da incidência de cárie dentária. Dentre os produtos químicos utilizados para este fim, destacam-se o fluorsilicato de sódio e o ácido fluorsilícico.

Vale salientar que o tratamento de águas brutas com abundantes cianobactérias para consumo humano requer cuidados especiais, principalmente com o uso de agentes oxidantes, pois ao mesmo tempo em que melhoram o tratamento facilitando a remoção

de células, promovem a lise celular e com isso a liberação de toxinas na água (NEWCOMBE e NICHOLSON, 2004). Dentre os coagulantes mais usuais que garantem boa eficácia sem causar dano à membrana da célula estão o cloreto férrico e o sulfato de alumínio, devido as características de cada metal e das espécies hidrolisadas, à dosagem aplicada e à amplitude do pH para a formação do precipitado (CHOW et al, 1999; Di BERNARDO e DANTAS, 2005; SANTIAGO, 2008; De JULIO et al, 2010; LIBÂNIO, 2010; OLIVEIRA, 2012).

No tratamento convencional, após a coagulação a água é sempre floculada e decantada antes de seguir ao processo de filtração rápida, geralmente por escoamento descendente. Como estas três etapas são desenvolvidas em série, o desempenho insatisfatório de uma das unidades afeta a qualidade do funcionamento das outras, comprometendo a produção de água que atenda aos padrões de potabilidade. Caso os flocos formados apresentem velocidade de sedimentação baixa, os decantadores podem não serem adequados para reter as impurezas, sobrecarregando a etapa de filtração (HELLER e PÁDUA, 2006).

Um filtro rápido de areia consiste de uma camada de areia suportada por uma camada de antracito, cascalho, ou calcita (BITTON, 2005). O efluente que passa rápido pela areia é recolhido por um sistema de drenagem. Filtros rápidos de areia são operados com taxas de filtração $5-24 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, em comparação com $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ para filtros lentos de areia (HUISMAN e WOOD, 1974; LOGSDON e HOFF, 1986). Esses filtros são periodicamente limpos por retrolavagem a uma vazão suficiente para permitir uma limpeza completa da areia.

Todavia, esses processos de tratamento convencionais de água demonstram alta eficiência na remoção de células viáveis de cianobactérias. Sendo que essa eficiência é influenciada pelas condições de coagulação e floculação. Deste modo, o tratamento de água inclui este conjunto de operações unitárias e processos que adequam a qualidade da água bruta do manancial aos padrões de potabilidade vigentes estabelecidos pela Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde/Brasil (BRASIL, 2011).

A Portaria 2914/2011-MS determina a frequência de amostragem da água do manancial em função da concentração de cianobactérias no ponto de captação e pela identificação de espécies potencialmente tóxicas. Essas normas, também citadas pelas portarias anteriores, devem ser seguidas cuidadosamente pelos órgãos de controle ambiental, pela companhia de água e pelos gestores e técnicos por fornecerem informações valiosas para a adoção de medidas preventivas e/ou corretivas desde a

captação ate as etapas finais do tratamento, como cuidados específicos na coagulação/floculação/decantação no sistema convencional de tratamento de águas com eventos de florações e podem até prever esses eventos.

De acordo com a portaria citada, a frequências de monitoramento da água do manancial é função da densidade de células de cianobactérias: será semanal se a concentração de cianobactérias no ponto de captação for igual ou superior $20.000 \text{ cel.mL}^{-1}$ (Capítulo VI, artigo 40.§4 e anexo XI), e mensal se a concentração de cianobactérias for igual ou inferior a $10.000 \text{ cel.mL}^{-1}$. Na presença de gêneros potencialmente produtores de cilindrospermopsina esta será quantificada na saída da ETA e antes da distribuição para verificar se sua concentração é inferior ao VMP de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ estabelecido pela Portaria citada (Capítulo V. artigo 37 .§3) e se estiveram presentes gêneros potencialmente produtores de anatoxina - a (s) essa toxina também deverá ser identificada na saída da ETA (Capítulo V artigo 37 .§4). Já quando as concentrações de cianotoxinas no manancial forem menores que seus respectivos VMPs para água tratada, se dispensa a análise de cianotoxinas na saída do tratamento (Capítulo VI, artigo 40 § 5, Anexo XII).

De modo geral, o tratamento de água caracteriza-se pela remoção de partículas coloidais suspensas ali incluídas a matéria orgânica, microrganismos e substâncias possivelmente deletérias à saúde humana presentes nas águas, como as toxinas das cianobactérias. Estas cianotoxinas podem ser liberadas durante os processos de tratamento, como resultado de algum estresse mecânico e/ou químico que provoca a lise celular (SCHMIDT et al, 2002, Di BERNARDO, 2005; BOTERO, 2009; LIBÂNIO, 2010).

Em águas eutróficas com florescimento de cianobactérias a remoção de células intactas é importante e precisa ser considerada porque a diminuição de seu número significa a redução significativa das concentrações de precursores de sabor e odor e de substâncias tóxicas na água (De JULIO et al, 2010). Para identificar uma eventual lise celular no tratamento convencional é necessário controlar e avaliar cuidadosamente cada uma das etapas do processo.

3.3.1 Coagulação e Floculação

A água natural contém uma ampla variedade de impurezas, principalmente argilas, detritos orgânicos, algas, microrganismos, e diversos poluentes antropogênicos,

como pesticidas e metais pesados. A matéria orgânica pode ser tóxica por carregar contaminantes prejudiciais e, de maior importância, a matéria orgânica natural pode ser precursora de diversos subprodutos nocivos da desinfecção (YANG et al, 2008), como os trihalometanos.

Define-se coagulação como a desestabilização das cargas superficiais das partículas coloidais e em suspensão, incluindo bactérias e vírus, por meio da adição de coagulante, os que causam redução das forças que tendem a manter as partículas separadas. Esse processo permite que impurezas de pequenas dimensões se combinem permitindo que se aglutinem e alcancem peso específico superior ao da água (flocos), favorecendo a remoção nos processos subsequentes, por serem mais facilmente removidos em processos de separação sólido-líquido, como a sedimentação e a filtração. É um processo rápido que ocorre nas unidades de mistura rápida (KAWAMURA, 2000; Di BERNARDO e DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010).

Segundo Libânio (2010) a coagulação consiste essencialmente na desestabilização das partículas coloidais e suspensas realizada pelas ações físicas e reações químicas entre o coagulante a água e as impurezas. Ocorre então o processo de hidrólise e os produtos formados são as espécies hidrolisadas de ferro e alumínio, podendo formar precipitado de hidróxido metálico. Posteriormente, verifica-se o transporte dessas espécies para o contato com as impurezas (mistura rápida). Em seguida, com a aproximação e colisão das partículas desestabilizadas, há formação de flocos, que podem ser removidos por sedimentação flotação e filtração.

Nas ETA's convencionais a eficiência da coagulação influi no desempenho das outras etapas do tratamento, favorecendo a qualidade microbiológica do efluente, aumentando a duração das carreiras dos filtros e reduzindo o custo do metro cúbico de água tratada. No contexto sanitário evidencia a importância da remoção de partículas de dimensões microscópicas por associar-se a de microrganismos patogênicos (LIBÂNIO, 2010).

Este mesmo autor descreve que o mecanismo da varredura, conduz a dosagens mais elevadas quando conferidas às necessárias à adsorção-neutralização. Dessa forma, o floco formado adquire maior peso, sedimentação facilmente nas unidades de decantação.

Conforme Di Bernardo (2003) o mecanismo da varredura requer a formação de precipitado (hidróxido do cátion coagulante) e para isso é necessária a adição de altas dosagens do sal coagulante (20 a 20 mg.L⁻¹ de Al₂(SO₄)₃. 14,3 H₂O). Este mecanismo é

recomendado para as estações de tratamento de água com unidades de decantação ou flotação. Já o mecanismo de adsorção-neutralização de cargas é adequado às tecnologias de tratamento que empregam filtração direta, pois nesse mecanismo as dosagens são menores (0,2 a 20 mg.L⁻¹ de Al₂(SO₄)₃. 14,3 H₂O) não precisando da formação de flocos grandes e sim apenas da desestabilização das partículas.

Coagulação é um passo fundamental na potabilização da água pelo método convencional para a remoção de algas e de cianobactérias (CHEN et al, 2009; WU et al, 2011) no entanto, pode causar estresse fisiológico ou químico sob as membranas celulares que ao se romperem liberam endotoxinas na água. Vários estudos avaliaram a eficiência da coagulação na remoção de células de cianobactérias (CHOW et al, 1999; TEIXEIRA e ROSA, 2006; ZAMYADI et al, 2012).

Os processos de coagulação-floculação desestabilizam as partículas coloidais pela adição do coagulante. Para aumentar o tamanho da partícula, o processo da coagulação é seguido normalmente pela floculação das partículas instáveis, onde há formação de flocos volumosos por agruparem-se mais facilmente. Essa técnica facilita a remoção de sólidos suspensos e partículas coloidais da solução (KURNIAWAN et al, 2006). A adição do coagulante e a desestabilização das partículas ocorrem nos tanques de mistura rápida e as colisões entre as partículas ocorrem nos tanques de floculação.

Os objetivos de coagulação convencional podem ser classificados dois aspectos. O primeiro é remover as células de algas e cianobactérias na presença de matéria orgânica algogênica (MOA). O segundo é para baixar o nível da MOA, alcançando a minimização da formação dos subprodutos da desinfecção (DBPs) (SIDDIQUI et al, 1997; PLUMMER et al, 2002) e o controle do nível de toxinas e substâncias responsáveis pelo gosto e o odor (DALY et al, 2007). Uma quantidade mínima de cloreto férrico é necessária para promover a coagulação das células de algas. Em solução, cloreto férrico forma um precipitado de hidróxido carregada positivamente (a pH < 8) que se associa com a superfície negativa das células de algas (WYATT et al, 2012).

Trabalhos recentes reconsiderando a descrição das vias de coagulação sugeriu que MON (matéria orgânica natural) é removida através de uma combinação de precipitação direta de metal-MON sólidos e adsorção em hidróxido de metal precipitam. Em ambos os casos, a procura de coagulante é estequiométrica e que sempre que MON está presente numa fonte de água estes dois mecanismos tendem a dominar. O papel do coagulante depende de muitos fatores, incluindo: especiação dos produtos da hidrólise,

a quantidade e reatividade de ligantes complexantes, e a taxa de transferência de massa entre estes componentes (SHIN et al, 2008).

A probabilidade de contato entre as partículas da água desestabilizada pela ação do coagulante aumenta muito nessa etapa, a qual deriva de três mecanismos distintos: a interação pericinetica, decorrente da energia térmica das partículas (movimento Browniano); a interação ortocinetica, que resulta do movimento da água induzido pela mistura, gerando um gradiente de velocidade entre as partículas, e assim provocando o encontro entre elas; e a sedimentação, mecanismo que ocorre geralmente nos decantadores, onde partículas com diferentes velocidades de sedimentação podem se encontrar (LIBÂNIO, 2010).

Considera-se a coagulação como o resultado individual ou combinado à ação de quatro mecanismos distintos: compressão da dupla camada elétrica; adsorção e neutralização; varredura; adsorção e formação de pontes (Di BERNARDO e Di BERNARDO-DANTAS, 2005). Dentre estes mecanismos, a adsorção e a neutralização de cargas e a varredura podem ocorrer quando utiliza-se sais de ferro ou de alumínio como coagulantes primários, como também polímeros sintéticos e orgânicos naturais são utilizados como auxiliares de coagulação no processo de formação dos flocos.

A escolha do coagulante a ser empregado depende das características da água natural e da tecnologia de tratamento. Esse processo geralmente ocorre na unidade de mistura rápida, iniciando segundos após a adição do coagulante, com a formação de espécies hidrolisadas de carga positiva, que por atração eletrostática reúnem as partículas com carga negativa como sólidos suspensos, coloides e compostos orgânicos dissolvidos, microrganismos (algas, fungos, bactérias) entre outros. Os mecanismos são descritos a seguir:

Compressão da dupla camada elétrica: Mecanismo caracterizado pela eliminação da estabilidade estática por conta da predominância das forças de Van der Waals, maximizadas pela adição de íons de carga contrária ao das partículas coloidais em suspensão na água bruta (Di BERNARDO, 1993). Essa elevada concentração de íons comprime a camada difusa reduzindo seu volume devido à diminuição do potencial elétrico (potencial zeta) tornando-se eletricamente neutra em decorrência de interações eletrostáticas (Di BERNARDO e DANTAS, 2005).

Adsorção e neutralização de cargas: Quando espécies hidrolisadas de carga positiva são adsorvidas às superfícies das partículas coloidais de carga contrária, ocorre a desestabilização dos colóides. É possível a reversão de cargas ou reestabilização dos colóides tornando-os carregados positivamente pelo excesso de íons. Esse mecanismo é importante quando o sistema de tratamento é realizado por filtração direta, pois os microflocos formados apresentam baixa velocidade de sedimentação e ficam retidos no meio filtrante da unidade de filtração (LIBÂNIO, 2010). A atração entre as superfícies e a espécie adsorvida resulta, provavelmente, de interações como ligação de hidrogênio, reações de coordenação, ligações covalentes e reações de troca iônica (Di BERNARDO et al, 1993; 2002). Portanto, quando íons positivos providos da hidrólise do coagulante são adsorvidos à superfície das partículas até ocorrer à neutralização. Trata-se de um mecanismo predominante para baixas dosagens de coagulante (evitando a formação do precipitado) e baixos valores de pH de coagulação.

Varredura: Dependendo da dosagem de coagulante, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água, poderá ocorrer a formação de precipitados. Com sais de ferro e alumínio podem ser formados os precipitados $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$. As partículas coloidais são envolvidas pelos precipitados e removidas por sedimentação (Di BERNARDO, 1993). O mecanismo de varredura é muito utilizado nas estações de tratamento de água em que se têm floculação e sedimentação antecedendo a filtração, pois os flocos resultantes são maiores e apresentam velocidade de sedimentação relativamente alta, se comparados aos flocos obtidos com coagulação realizada por adsorção neutralização de cargas (Di BERNARDO et al, 2002).

Adsorção e formação de pontes: A adsorção e formação de pontes químicas envolve o uso de polímeros (orgânicos sintéticos ou naturais que podem ser catiônicos, aniônicos e não iônicos) os quais dispõem de grandes cadeias moleculares. É por este motivo que muitas vezes utilizam-se polímeros como auxiliares de coagulação, no intuito de que flocos maiores sejam formados, o que facilita a remoção por outros processos. Nesse mecanismo os polímeros atuam como pontes entre a superfície a que estão aderidos e outras partículas (Di BERNARDO e DANTAS, 2005, LIBÂNIO, 2010). A desestabilização por “pontes” ocorre quando um segmento de uma cadeia de polímeros fica retido sobre mais de uma partícula, ligando-as. Quando a molécula de um polímero entra em contato com a partícula coloidal, alguns grupos reagem sobre o polímero retido

na superfície da partícula até que a carga eletrostática das partículas, normalmente negativa seja neutralizada, o que causa o fim da repulsão entre as partículas e a formação de flocos.

As algas esféricas e com superfície suave são geralmente desestabilizadas por adsorção e neutralização de cargas, enquanto que para as algas não esféricas, grandes ou filamentosas, o mecanismo predominante é o da varredura. O importante é que a alga ou cianobactéria possua uma estrutura geométrica que permita a agregação entre as células (BENHARDT e CLASEN, 1991,1994). Assim, a remoção efetiva das células de cianobactérias depende da otimização da dosagem do coagulante, da salinidade e do pH de coagulação, que por sua vez depende das características morfológicas das células e das características da água.

Os floculantes (por exemplo, FeCl_3 ou $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$) são adicionados em concentrações que geralmente conduzem à precipitação de hidróxidos metálicos (por exemplo, $\text{Fe}(\text{OH})_3$). O mecanismo básico para a floculação que envolve multivalentes floculantes catiônicos de sal envolve uma atração mútua e subsequente neutralização da carga de algas por o hidróxido de carga oposta do floculante. Em águas com teor de sal bivalente significativo (por exemplo, Ca^{2+} e Mg^{2+}), tais como água do mar e alguns águas salobras, desloca-se para valores de pH relativamente grande resultado na formação de precipitado (a partir do teor de sal do meio) e assim chamado de auto-floculação.

A floculação das partículas já coaguladas pela ação do eletrólito resulta das várias forças de atração que atuam entre as partículas “neutralizadas” que se agregam umas às outras formando os denominados flocos. A velocidade de formação desses flocos depende, no início da agitação térmica (movimento Browniano) até atingirem um tamanho cerca de 0,1mm, e depende também da agitação mecânica do meio. Evidentemente, essa agitação mecânica deve ser em nível moderado (mistura lenta), pois, do contrário, poderá provocar a desagregação dos flocos já formados, o que dificultará a sua remoção (CPRH, 2001).

Conforme Bernhard e Clasen (1994) (*apud* Pereira 2005) relataram que o mecanismo de floculação na cianobactéria *Synechocystis minuscula* não apresentava efeito na estrutura da parede celular, todavia vale salientar que grupos funcionais associados à parede celular são importantes, pois conferem carga negativa à superfície. Esses autores também descreveram um experimento com polieletrólito catiônico como

coagulante, e observaram que a agregação era atingida por adição de quantidade exata do polieletrólito, no qual formavam agregados das células de microalgas na região de neutralização de cargas. Dosagens excessivas de cargas positivas e uma completa cobertura da superfície da célula levam uma reversão da carga elétrica dentro da faixa positiva, e, conseqüentemente à reestabilização da suspensão de microalgas.

Em experimentos posteriores foi testada a coagulação dessas algas com espécies hidrolisadas de alumínio. Os resultados mostraram que as microalgas não são neutralizadas com um pH 4, sendo esse valor inadequado para o início da formação das espécies hidrolisadas de alumínio, que são carregadas positivamente. Em pH 5 não ocorreu formação de flocos e os complexos hidrolisados de alumínio eram adsorvidos pela superfície das células e neutralizavam a carga negativa das microalgas. Ajustando o pH para 6 a transição da coagulação por adsorção-neutralização de cargas para a coagulação por varredura tornou-se mais aparente, com este aumento do pH o mecanismo predominante é o de varredura.

3.3.2 Diagramas de Coagulação

Um instrumento utilizado para avaliar as melhores condições do processo de coagulação são os diagramas de coagulação, ferramentas generalizadas para previsão das condições químicas em que a coagulação pode ocorrer. Por meio destes, se pode definir a dosagem do coagulante, o melhor valor de pH de coagulação para remoção de turbidez e cor e a seleção do dispositivo de mistura rápida (ARBOLEDA, 1992). Esses parâmetros são estabelecidos a partir de ensaios experimentais, com o *Jar test*.

Em 1982, Amirtharajah e Mills desenvolveram um diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio, para águas de origem natural ou sintetizadas em laboratório, com base na solubilidade do alumínio, nas condições de pH da mistura e a dose do coagulante. No diagrama apresentado na figura 5, pode-se observar quatro regiões que representam diferentes mecanismos de coagulação e a reestabilização das partículas coloidais (AMIRTHARAJAH e MILLS, 1982).

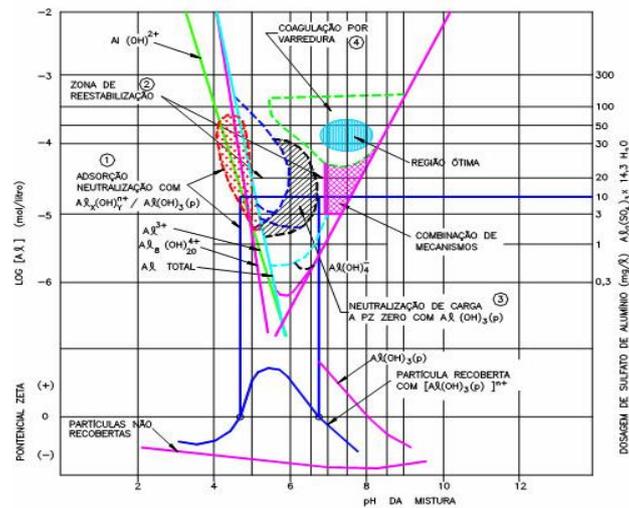


Figura 1: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio.

3.3.3 Tipos de coagulantes

O êxito do processo de coagulação é indissociável do tipo de coagulante utilizado. A característica fundamental a este ser empregado consiste na capacidade de produzir precipitados e espécies hidrolisadas em dissociação presentes nas águas naturais. Como também à tecnologia de tratamento, ao custo do coagulante e dos produtos químicos associados a ele e ao custo e manutenção dos tanques e dosadores, e a quantidade e característica do lodo produzido (LIBÂNIO, 2010).

Os coagulantes são produtos químicos inorgânicos ou orgânicos que quando adicionados na água a uma dosagem ótima, causam a desestabilização das partículas. A maioria dos coagulantes são catiônicos quando dissolvidos em água e incluem produtos químicos, tais como sais de alumínio e ferro e polímeros catiônicos orgânicos. A maior parte dos agentes coagulantes utilizados em ETA's são metálicos a base de alumínio ou ferro e são comumente classificados como coagulante superiores. Outras espécies são utilizadas em caráter experimental ou em consonância com os coagulantes superiores, e são os coagulantes naturais e polímeros.

Coagulação química é amplamente usada no tratamento de água. O sulfato de alumínio (alum) é o coagulante mais frequentemente utilizado no tratamento de águas residuais e água potável, e pode ter um sucesso significativo para controlar a proliferação de algas (COOKE et al, 2005). No tratamento de água, o processo de coagulação/floculação é um dos passos mais importantes na remoção de algas. No entanto, muitos estudos sobre as células de cianobactérias e liberação de cianotoxinas por tratamento com alumínio tem sido estudado principalmente no processo de

coagulação/floculação durante o tratamento convencional de água (CHOW et al, 1999; DRIKAS et al, 2001; JURCZAK et al, 2005).

Diversos sais têm sido utilizados como coagulantes, basicamente de alumínio e ferro (sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato ferroso, sulfato férrico, cloreto de polialumínio) e como auxiliares de coagulação os polímeros orgânicos ou naturais (polieletrólitos – cal hidratada, cal virgem, barrilha, soda cáustica, sílica ativada) para elevar a velocidade de sedimentação dos flocos, aumentar a resistência destes aos efeitos do cisalhamento provocado pelas forças hidrodinâmicas do escoamento através dos interstícios do meio filtrante, prolongando a duração das carreiras de filtração (LIBÂNIO, 2010).

Os coagulantes metálicos podem ser divididos em cinco grupos: sais metálicos simples, sais metálicos pré-hidrolisados, sais metálicos com ácido forte, sais metálicos com aditivos e aluminato de sódio. Dentre os mais usados, sulfato de alumínio e cloreto férrico, pertencentes ao grupo dos sais metálicos simples contendo os íons Al^{+3} ou Fe^{+3} , são os mais estudados e usados (AWWA (1991) *apud* Ribeiro (2007)).

Os efeitos de alumínio nas cianobactérias são de várias maneiras: a remoção do fósforo (P) a partir da coluna de água, a redução da abundância de células de cianobactérias na coluna de água, e na prevenção da liberação de P a partir do sedimento (JANČULA e MARŠÁLEK, 2011). Os sais de alumínio são os coagulantes mais conhecidos e utilizados. O mecanismo principal é que os íons Al^{+3} , com uma alta carga elétrica positiva, se ligam às partículas carregadas negativamente e as substâncias húmicas que formam um conectivo "pontes" entre eles. No entanto, a maior parte do Al adicionado é removido por filtração e sedimentação em conjunto com as partículas e as substâncias húmicas.

Segundo Flaten (2001), há uma preocupação sobre os níveis de alumínio encontrados na água bruta como também na água tratada, ele é um potente neurotóxico já comprovado em vários estudos, como também causa uma degeneração neurofibrilar (Doença de Alzheimer), demência degenerativa primária, sendo um agente causal de diálise encefalopática, um distúrbio cerebral fatal que ocorre em alguns doentes com insuficiência renal crônica.

A principal via de exposição ao alumínio da população de forma geral é através da ingestão de alimentos. Ainda segundo essa guia a relação entre o alumínio e a doença de Alzheimer não poder ser totalmente descartada, e considera que há indícios de que a relação positiva evidenciada em vários estudos epidemiológicos seja casual já que os

resultados se mostram confusos e entre as causas estão às diversas fontes do alumínio consumido pelos seres humanos (WHO, 2011).

A eficiência da coagulação com uso de sulfato de alumínio como coagulante depende principalmente da sua dosagem, do pH e da temperatura. Estudos relataram maior eficiência do sulfato de alumínio na remoção da turbidez e cor no tratamento de água, em relação à dosagem de outros produtos, pois requer dosagem de alumínio cerca de 30% menor em relação a outros coagulantes. Contudo, uma menor produção de lodo e as despesas com coagulante também seriam menores por apresenta menor custo.

Os sais de ferro são, também, muito utilizados como agentes coagulantes para tratamento de água. Reagem de forma a neutralizar cargas negativas dos coloides e proporcionam a formação de hidróxidos insolúveis de ferro. Devido à baixa solubilidade dos hidróxidos férricos formados, eles podem agir sobre ampla faixa de pH (PAVANELLI, 2001).

O cloreto férrico vem constantemente sendo utilizado para atender à crescente demanda de água potável para o tratamento as águas superficiais contaminadas. A utilização do cloreto férrico diminui drasticamente a turbidez e a DBO, e elimina fosfatos; boa parte de metais pesados (como mercúrio e chumbo) ou venenos (arsênio, selênio, bário), quando a coagulação é realizada em valores elevados de pH (PAVANELLI, 2001).

Sais de alumínio e ferro são ambientalmente indesejáveis, pois os lodos produzidos podem disponibilizar íons solúveis que comprometem a saúde humana. É necessário, portanto, buscar coagulantes ambientalmente mais compatíveis. Comparando com os sulfatos, os cloretos férricos têm baixo consumo de alcalinidade e consequentemente menor redução do pH. O emprego do cloreto férrico conduz a gradientes de velocidade de floculação ótimos mais elevados, quando comparado ao sulfato de alumínio. Em função do próprio peso molecular desse metal, os flocos são mais densos, mais resistentes ao cisalhamento, com maior sedimentabilidade podendo acarretar- para gradientes de velocidades mais baixos- deposição nas próprias unidades de floculação (LIBÂNIO, 2010).

Um experimento realizado por Morris e Knocke, 1984 (*apud* LIBÂNIO, 2010) comparando o desempenho do cloreto férrico com o sulfato de alumínio, concluiu que temperaturas muito baixas em torno de 1°C, aprecem influir mais significativamente na formações de flocos de alumínio. Tais flocos quando comparados aos formados a 20°C apresentavam dimensões menores.

Em outra pesquisa, comprovou a maior eficiência do cloreto férrico em relação ao sulfato de alumínio na remoção de matéria orgânica natural, potencialmente precursora da formação de trihalometanos (THM) e outros subprodutos quando do emprego de cloro na desinfecção (CROZES; WHITE; MARSHALL, 1995 *apud* LIBÂNIO, 2010).

3.3.4 Sedimentação

A sedimentação é uma operação física em que as partículas suspensas com densidade superior à do meio líquido apresentam movimento descendente pela ação da gravidade. É um processo que ocorre após a desestabilização das partículas e posterior formação de flocos nas etapas de coagulação e floculação, que tem como objetivo principal produzir um efluente clarificado (Di BERNARDO e DANTAS, 2005). Para que a sedimentação seja eficiente, são necessários longos períodos de floculação. Geralmente são requeridas doses mais altas de coagulantes e auxiliares de floculação (DRIKAS et al, 2001).

A teoria da sedimentação baseia-se no fato de que qualquer partícula não coloidal, suspensa em um meio líquido em repouso de menor massa específica, será acelerada pela ação da gravidade até que as forças de resistência viscosa e de deformação do líquido sejam iguais à resultante do peso efetivo da partícula. A partir de então, a velocidade descendente será constante e denominada de velocidade de sedimentação (Di BERNARDO, 1993).

O parâmetro mais importante no dimensionamento e no funcionamento das unidades de decantação é a velocidade de sedimentação também denominada como taxa de aplicação superficial. De acordo com a NBR 12216 (ABNT, 1992), na ausência de ensaios que definam o valor da velocidade de sedimentação, opta-se por definir tal parâmetro em função da vazão afluente, considerando a possibilidade de menor eficiência da operação quando se refere às estações de pequeno porte.

Conforme Richter e Netto, (1991) a sedimentação ou decantação é o processo no qual os flocos em suspensão são removidos da água. Consiste na utilização de forças gravitacionais para separar partículas de densidade superior à da água, depositando-as em uma superfície ou zona de armazenamento. As partículas que não são removidas no processo de sedimentação, seja por seus pequenos tamanhos ou por terem uma densidade muito próxima a da água, deverão ser removidas na filtração.

3.3.5 Filtração

É na filtração que todas as partículas em suspensão são removidas para que a água atenda aos padrões de potabilidade, na qual tem a capacidade de remoção de microrganismos e de impurezas contidas na água de abastecimento público. Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), a filtração é o processo que tem como principal função a remoção de partículas suspensas e coloidais. Ocorre geralmente no final do tratamento sendo, portanto, uma etapa fundamental na garantia da qualidade da água, podendo ser realizada com baixa (filtros lentos) ou alta (filtros rápidos) taxa de filtração, em meios porosos (papel de filtro) ou em meios granulares (areia, antracito), por escoamento ascendente, descendente ou misto (ascendente/descendente).

Há muitos séculos, sem mesmo possuir grandes conhecimentos, o ser humano já sabia distinguir uma água esteticamente limpa de outra que se apresentasse turva, com gosto e odor. A filtração como processo de tratamento de água, foi provavelmente criada pelo homem, como resultado da observação da limpeza da água subterrânea, atribuída à passagem da mesma pelos solos naturais, tendo-se notícia que, desde o século XVI a filtração, como método de clarificação da água, já se encontrava difundida (PATERNIANI e CONCEIÇÃO, 2004).

Esse processo tem a função primordial da remoção das partículas responsáveis pela cor e turbidez, cuja presença reduziria a eficácia da desinfecção na inativação dos microrganismos patogênicos (LIBÂNIO, 2010). Todavia um método de desinfecção passiva da água envolvendo a passagem lenta de água ou de líquidos através de um meio poroso. Areia ou granulado, lã mineral são normalmente usados como um meio de filtro para fins de horticultura, mas outros materiais tais como cascas de arroz ou fragmentos de vidro podem também serem utilizados (EHRET et al, 2001).

Segundo Adin (2003), a filtração em areia é simples de operar, tem baixo custo, é uma técnica eficiente e confiável, e é usada com sucesso para remover microrganismos em água potável desde 1900. Contaminantes são removidos por atividade biológica na camada superior do filtro, adsorção, filtração mecânica, e degradação catalisada superfície. Estas características fazem do processo de filtração lenta atraente para o tratamento avançado de efluentes. Segundo a NBR 12216/1992 a taxa de filtração para filtros rápidos deve ser determinada por meio de ensaios com filtro piloto com camada filtrante igual à dos filtros a serem construídos. Não sendo possível

proceder a estes ensaios, a taxa de filtração máxima para filtro de camada simples é de $180 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ e para filtro de camada dupla $360 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$.

A água clarificada, produzida nos decantadores ou flotores é finalmente filtrada em unidades com escoamento descendente, contendo materiais granulares com granulometria apropriada – geralmente areia ou antracito e areia. Dependendo da vazão da água a ser tratada e do número de unidades filtrantes, pode-se optar pelo método com taxa constante e nível de água variável no interior dos filtros ou com taxa de filtração e nível de água no interior dos filtros variáveis. Dependendo do tipo de meio filtrante, da vazão de projeto e da qualidade de operação, a lavagem do meio filtrante por ser realizada com água ou com ar e água (LIBÂNIO, 2010).

3.4 Trabalhos de remoção de cianobactérias e cianotoxinas

Em seguida alguns trabalhos que enfocam o tema da remoção de cianobactérias e cianotoxinas serão abordados neste estudo.

Através de ensaios de bancada Vlaski e seus colaboradores (1996) compararam o desempenho da sedimentação com a flotação por ar dissolvido (FAD) utilizando o coagulante cloreto férrico com intuito de remover de células de *M. aeruginosa*, nesse contexto obtiveram 87% e 71% de remoção, respectivamente. Eles também verificaram que este coagulante combinado com o polieletrólito catiônico como auxiliar de coagulação/floculação permitiram obter remoções de até 99%.

De Julio et al (2010), com a preocupação de otimizar os processo de coagulação no tratamento da água para ampliar a remoção de células de cianobactérias (*Cylindrospermopsis* sp., *Aphanizomenon* sp. e *Oscillatoriales* sp.) utilizou e comparou o desempenho dos coagulantes cloreto férrico, sulfato de alumínio e policloreto de alumínio (PACl). Neste experimento usou uma taxa de filtração de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ e velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, tendo como forma de seleção para escolha da dosagem-pH ótimos o alcance da turbidez residual mínima, concluindo que a melhor dosagem e pH para cada coagulante foi de $55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e pH 6,22 (cloreto férrico), de $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e pH 6,19 (sulfato de alumínio) e $35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e pH 6,8 (PACl). Comparando os resultados entre os coagulantes em termos de dosagem o $\text{Fe} = 2,6\text{X Al}$, e $3,5\text{X Al}$ com PACl, em termos molares a relação da dosagem são de 1:26:1 Fe: Al e 1:71:1 Fe:Al. Concluindo que nestas condições o coagulante de alumínio são menos eficientes, pois a turbidez residual foi menor com cloreto férrico. Em contraste com os resultado obtidos

pelos autores Jun et al (2001) que utilizaram os mesmos coagulantes relataram uma maior eficácia do alumínio na remoção da *Synedra* spp.

Em trabalhos realizados por Ermel (2009) utilizando os mesmos coagulantes deste estudo e as cianobactérias *M. aeruginosa* e *C. raciborskii*, estudou as etapas do tratamento convencional e filtração em areia observando a ocorrência da lise celular durante a decantação e retenção do lodo nos filtros. No entanto, em seus ensaios pré-retenção com o sulfato de alumínio e *M. aeruginosa* a autora relata que obteve maiores eficiências na remoção de turbidez com dosagem superiores a 30 mg.L⁻¹ e pH 5-5,5, e na remoção de células uma eficácia superior a 80% com dosagem de 15 a 20 mg.L⁻¹ em pH 5-6, verificando que à medida que ficava mais alcalino o pH reduzia a eficiência 70-80%. Já os resultados com cloreto férrico e a *M. aeruginosa* teve uma melhor eficácia e com uma menor dosagem (13 mg.L⁻¹) e pH 5,5, uma quantidade relativamente menor aplicada ao desse estudo.

Oliveira (2012) estudou em escala de bancada, a eficiência de remoção de células inteiras de *Microcystis aeruginosa* e de uma de suas toxinas, microcistina-LR extracelular, por coagulação, floculação, sedimentação e filtração seguida de coluna de carvão ativado granular e obteve resultados de até 90% de remoção de turbidez no pH 5,5 para dosagens de 45 a 55 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio mas, os valores remanescentes ainda evidenciam concentração significativa de células de *M. aeruginosa* (1,78E+04 e 1,08E+04, respectivamente), com essas mesmas dosagens Kawamura (2000) obteve resultados para turbidez remanescente semelhante. Resultados com dosagens de 40 e 60 mg.L⁻¹ e pH 7,5 apresentaram menores valores com remoção de células, de 35%. Entretanto, no pH de 7,0 para 60 mg.L⁻¹ o processo de sedimentação mostrou-se eficiente, tendo resultado em 76% de remoção de células.

Conforme Sun et al. (2012), por processos de coagulação e sedimentação na água natural após filtração em membrada de 0,45 µm, relataram remoção de 100% das células após 30 min de sedimentação para dosagem de 15 mg.L⁻¹ do coagulante cloreto de alumínio (AlCl₃).

Em experimentos realizados em uma ETA na Bélgica por processo de coagulação e flotação por ar dissolvido os estudiosos Steffensen e Nicholson (1994) alcançaram remoções de 40-80% com *Microcystis*, 90-100% com *Anabaena* 30% com *Oscillatoria*, o fato dessa diferença de remoção entre as espécies deve-se a morfologia e organização delas no meio.

Chow e seus colaboradores (1998), utilizando o coagulante cloreto férrico observaram uma redução na liberação de microcistinas pelas células durante o período de experimento, já no ano seguinte utilizando estes autores (1999), observaram que na avaliação do impacto dos processos de tratamento convencionais nas células da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* confirmaram não ter ocorrido lise celular nem liberação da microcistina-LR durante os processos de mistura rápida, coagulação e floculação, utilizando uma dosagem $4,8 \text{ mg.L}^{-1}$ de sulfato de alumínio e pH 6,7. Portanto, Chow et al (1998, 1999) evidenciaram que ambos os coagulantes não causaram danos à membrana celular e consequentemente a liberação da toxina, como também o ferro foi um nutriente limitante pelo fato de ao adicionar o cloreto férrico ocorreu um crescimento das espécies *Anabaena circinalis* e *Microcystis aeruginosa*.

Sabendo da eficiência que o tratamento convencional de água obtêm excelentes remoções celulares e não são tão eficazes na remoção da toxina, Drikas et al (2001) observaram em seu experimento que utilizando o coagulante sulfato de alumínio e células de *Microcystis aeruginosa* que nas etapas de coagulação e floculação, as células permaneciam intactas, atingindo uma remoção de 70 a 83% de células de *M. aeruginosa* após coagulação (dosagem de 65 mg.L^{-1} de sulfato de alumínio), mas que na retenção de lodo de alumínio em decantadores por mais de 5 dias pode contribuir para a lise celular com liberação da microcistina-LR e sua degradação com o tempo.

Segundo Teixeira e Rosa (2006), há alguma controvérsia na literatura a respeito da eficiência do tratamento convencional (coagulação, floculação, sedimentação, filtração e cloração) para remoção de células de cianobactérias. Os autores encontraram melhor remoção de células de *Microcystis aeruginosa* utilizando WAC7 do que sulfato de alumínio, sem haver dano às células, durante os processos de coagulação, floculação e sedimentação, e com uma dosagem de coagulante variando de 2 a 20 mg.L^{-1} Al_2O_3 . Contudo, obtiveram uma eficiência de 92% com dosagem de 12 mg.L^{-1} e pH 6,4. Alguns artigos relatam a ocorrência de lise celular, liberação de toxinas intracelulares e compostos que conferem gosto e odor à água, enquanto outros relatam não ter havido nenhuma liberação de tais compostos na água.

Uma pesquisa realizada por Morais et al (2009) com intuito de avaliar a remoção de células de *M. aeruginosa* após sedimentação conseguiu uma eficácia superior a 90% com pH $>6,5$, e dosagens de sulfato de alumínio acima de 8 mg.L^{-1} . Com células de *C. raciborskii*, a faixa de pH que apresentou melhores resultados de remoção (acima de 90%) foi de 6,5 a 7,5, principalmente com as dosagens mais altas de coagulante (20 a 25

mg.L⁻¹). A coagulação com valor de pH igual a 8,0 apresentou uma pequena região com boa remoção (acima de 90%), com dosagens altas de sulfato de alumínio (a partir de 32 mg.L⁻¹).

Melo (2006) avaliou o desempenho da filtração lenta (taxa de filtração de 3 m³.m⁻².d⁻¹) na remoção de células viáveis de *C. raciborskii* e de saxitoxinas, como também realizou uma investigação preliminar da potencialidade da pré-filtração (taxa de filtração de 10 m³.m⁻².d⁻¹) ascendente em pedregulho como sistema de pré-tratamento, seus dados mostraram que em concentrações de 10⁶ cel.mL⁻¹ só o processo de filtração lenta não foi apropriada, pois o efluente produziu turbidez (2uT) e saxitoxina extracelular (5µg.L⁻¹) acima do valor máximo permitido pela Portaria 2914/2011-MS, que é de 1uT e 2µg.L⁻¹, já com a pré-filtração antecedendo a filtração lenta resultou em uma turbidez de 0,3uT e saxitoxina extracelular de 0,2µg.L⁻¹. Já os resultados obtidos por Farias (2011) que realizou seu estudo nas mesmas condições que Melo (2006) modificando apenas a espécie, trabalhando com *M. aeruginosa*.

Guerra (2012) obteve percentuais máximos de remoção de cor aparente de 74% para dosagens maiores (32,5 mg.L⁻¹) de sulfato de alumínio em pH 7,0.

Dois estudos realizados no Brasil avaliaram a eficiência de remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii*– Oliveira (2005) e Santiago (2008) – e *Microcystis protocystis*– Santiago (2008) – por meio da sedimentação e da flotação por ar dissolvido, em escala de bancada, utilizando o teste de jarros.

Oliveira (2005- *apud* Di BERNARDO, 2002) por meio desses estudos utilizando o coagulante sulfato de alumínio verificou que os valores de pH de coagulação variaram na faixa de 5,5 a 7,0, mas que para ambas as técnicas o pH “ótimo” foi de 5,5. As eficiências de remoção de turbidez e de clorofila-*a* foram de 87 e 86%, respectivamente. Com a FAD, a eficiência de remoção tanto de turbidez quanto de clorofila-*a* foi de 93%.

Santiago (2008) utilizou dois coagulantes, sulfato de alumínio e cloreto férrico, e uma faixa de pH de 5,5 a 8, em água destilada inoculada com células de *C. raciborskii* ou de *M. protocystis*, com densidade final de células de cerca de 10⁵ cel.mL⁻¹, testando as técnicas de separação por sedimentação e por flotação. Seus resultados, no geral, mostraram que o cloreto férrico apresentou melhor eficiência que o sulfato de alumínio para sedimentação, a maior eficiência de remoção de células de *M. protocystis* e nas dosagens mais altas (25 a 40 mg.L⁻¹) com cloreto em ambas as técnicas. Todavia, seus resultados mostram uma eficiência de remoção insatisfatória de *C. raciborskii* tanto por

sedimentação quanto por flotação, influenciada, principalmente, pela morfologia das células dessa cianobactéria. O autor com a espécie *C. raciborskii* conseguiu em diferentes pH e dosagens de sulfato de alumínio resultados semelhantes aos descritos no estudo, em pH 6 ele utilizou uma dosagem de 20 mg.L⁻¹, pH 7 e dosagem de 30 a 40 mg.L⁻¹ e em pH 7,5 com dosagens de 20 e 35 mg.L⁻¹ resultados com as melhores remoções para as variáveis cor aparente, turbidez e concentração celular.

Em uma pesquisa realizada por Edzwald e Wingler (1990) (*apud* Di BERNARDO, 2010) tinham o objetivo de remover de duas espécies de algas na flotação, *Chrorella vulgaris* (clorofícea) e *Cyclotella* sp. (diatomácea), utilizando os coagulantes sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio (PAC), observaram que para a *Cyclotella* sp. a dosagem ótima do sulfato no pH 6,5 resultou da ordem de 10mg.L⁻¹, enquanto a de PAC, no pH 5,5, foi de 0,5 a 1,0mg.L⁻¹. Já para a *Chrorella vulgaris* que a dosagem de 10mg.L⁻¹ resultou eficiente no pH 6,5, enquanto a de PAC foi de 0,5mg.L⁻¹ no pH 5,5 para remoção eficiente dessa de alga. Os autores concluíram que a varredura foi mecanismo de coagulação com sulfato de alumínio e de neutralização de cargas com cloreto de polialumínio. Eles também estudaram as influências dos parâmetros da floculação e da flotação na eficiência de remoção das algas e observaram que o tempo de floculação praticamente não influenciou na remoção dessas algas a 20°C, e para temperatura de 4°C foi necessário um período de floculação de pelo menos 5 minutos.

Um estudo realizado por Pádua (1994) (*apud* LIBÂNIO, 2010) empregando água sintética de turbidez 22uT e cor verdadeira de 47uC, e velocidade de sedimentação de 3,5 cm.min⁻¹ concluiu que o emprego do cloreto férrico conduziu à dosagem ótima de 8mg.L⁻¹ e remoção de turbidez de 95%. Já com o sulfato de alumínio, a dosagem ótima aumentou para 18mg.L⁻¹ com remoção inferior de 70%.

Em relação à liberação da microcistina pelos processos de coagulação, floculação, sedimentação e filtração por filtro de laboratório de areia utilizando o cloreto férrico e o sulfato de alumínio nesse estudo observou-se que não ocorreu a lise celular durante o experimento corroborando com outros estudos, contudo muitos abordam que por esse tipo de tratamento não há remoção da toxina extracelular, alguns relatam que a remoção durante o tratamento convencional deve-se a remoção das células e com isso a remoção da toxina.

Os pesquisadores como Hoeger et al (2004), trabalharam com intuito de remover as cianotoxinas (microcistinas e saxitoxinas) pelo tratamento convencional e

verificaram que 40% após sedimentação e 60% após filtração. Essa porcentagem de remoção deveu-se à remoção de células, e não à remoção de toxinas livres, mas que foi observado também a microcistina extracelular (livre) aumentou de 17,5% na água bruta para 97,9% após sedimentação e filtração devido à degradação do material celular no lodo do decantador e permanência no filtro de areia.

Vários estudos como o de Keijola e colaboradores (1988) demonstraram que os processos convencionais são pouco eficientes na remoção de cianotoxina extracelular, neste avaliaram a remoção de anotoxina-*a* liberada pela *Anabaena* utilizando os mesmos coagulantes do presente estudo. A remoção da anotoxina-*a* com o sulfato foi de 14% e com o cloreto de 49%. Himberg et al (1989) trabalhando com microcistinas também apresentam níveis baixíssimos de remoção da toxina.

Assis (2006), ao estudar a remoção de microcistinas por meio de flotação por ar dissolvido, utilizando os coagulantes sulfato de alumínio e o cloreto férrico, relatou que a remoção de microcistinas extracelulares por ambos coagulantes não foi eficiente. Do mesmo modo estes resultados são compatíveis aos de outros estudos, que mostram a ineficiência na remoção de toxinas dissolvidas durante tratamento de água (KEIJOLA, 1988, HART et al, 1998; CHOW et al, 1999; DRIKAS et al, 2001; OLIVEIRA (2005); TEIXEIRA e ROSA, 2006; SANTIAGO (2008) entre outros) e abordam a questão da ocorrência de lise celular nas diferentes etapas do tratamento, e a consequente liberação de cianotoxinas e sua degradação ao longo do tempo.

Em sua pesquisa Sá e seus colaboradores (2002, 2006) analisaram a capacidade de remoção de *M. aeruginosa* na filtração lenta e a influência da taxa de filtração (2m/d, 3m/d e 4m/d), observaram que parte das células retidas sofreram lise no interior dos fitos e/ou na coluna de água sobrenadante, como também o grau de oxidação das microcistinas liberadas pela lise parece depender do grau de maturação do filtro lento. Dentre as taxas de filtração avaliadas nesse trabalho (2m/d, 3m/d e 4m/d), a de 4m/d apresentou desempenho inferior aos demais. Sugerindo que a taxa de filtração parece ser um parâmetro que influencia na remoção de *M. aeruginosa*, com o mesmo comportamento foi observado no estudo em que as menores taxas de filtração foram mais eficientes na remoção para todas as variáveis.

Guimarães (2012) realizou uma avaliação para remoção de saxitoxina no tratamento de água de abastecimento em sistema convencional seguido de adsorção em carvão ativado granular, neste trabalho houve baixa remoção saxitoxina por parte

tratamento convencional (7%), mas a eficácia da remoção se processou nas colunas de adsorção (70%).

Guerra (2012) ao analisar a variância evidenciou que os resultados médios dos Filtros de laboratório de areia (FLA) e colunas de carvão ativado (CC) não apresentaram diferenças significativas nas concentrações, indicando comportamento semelhante nos filtros. No mesmo contexto, as etapas que compõe o tratamento convencional se mostraram poucos eficientes na remoção da microcistina-LR.

Em nossos experimentos estabelecemos uma dosagem ótima de 40 mg.L^{-1} e pH 7,25 baixos valores de turbidez remanescente foram observados. Embora essa dose de coagulante favoreça baixa turbidez, na faixa de 0,68 uT na variação de pH de 7 -7,5, alguns trabalhos que utilizaram este mesmo coagulante e a mesma densidade celular de *M. aeruginosa*, estabeleceram dosagens ótimas de 4 mg.L^{-1} (PEREIRA, 2005), 12 mg.L^{-1} (TEIXEIRA e ROSA, 2006), 20 mg.L^{-1} (SANTIAGO, 2008), 30 mg.L^{-1} (SENS et al, 2004), 40 mg.L^{-1} (LIBÂNIO e LEAL, 2002) e 70 mg.L^{-1} (SALES et al, 2004). Pode ser que essa grande variabilidade se deva às propriedades particulares da água utilizada, seja pela presença de solutos dissolvidos ou mesmo diferentes temperaturas. Para o sulfato de alumínio o pH da solução parece ser a variável de maior importância, pois as dosagens precisam ser aumentadas à medida que a solução se torna mais básica. Tal procedimento é realizado para uma melhor tratabilidade da água em função da densidade celular presente na amostra.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Considerações gerais

No presente estudo foram avaliadas as influências de diferentes doses de dois coagulantes de uso comum no tratamento de água, sulfato de alumínio e cloreto férrico, e do pH de coagulação na remoção de células de uma linhagem de *Microcystis aeruginosa* comprovadamente produtora de cianotoxinas (microcistina-LR), seguido por filtro de laboratório de areia. Os experimentos foram desenvolvidos em escala de bancada no laboratório da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES) pertencente à Universidade Estadual da Paraíba e Universidade Federal de Campina Grande.

O sistema empregado para os ensaios foi constituído de um aparelho de *Jar Test*, que permite simular as etapas de coagulação, floculação e sedimentação do tratamento convencional de água, seguido por quatro filtros de areia alimentados por gravidade.

A metodologia seguiu as etapas apresentadas na forma de organograma que mostra o processo experimental (Figura 2).

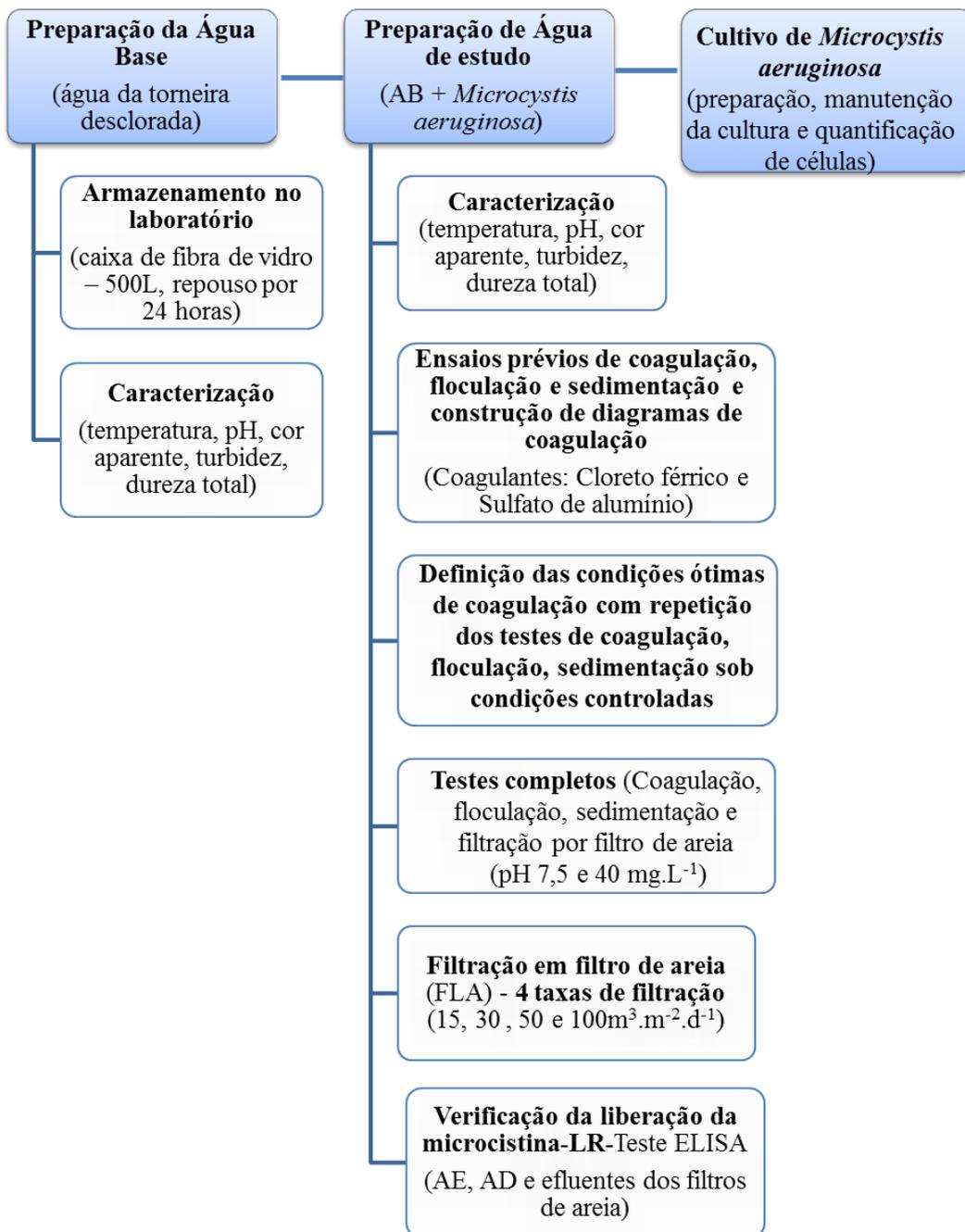


Figura 2: Organograma do procedimento experimental

4.2 Preparação da Água base (AB)

A água base (AB) que foi usada para preparar a água de estudo foi coletada de uma das torneiras do laboratório da EXTRABES, que recebe água potável da ETA de Gravatá. Essa água é captada do açude Epitácio Pessoa – Boqueirão/PB a 40 Km de Campina Grande. A ETA produz 5.400 m³/h de água tratada pelo método convencional e abastece uma população de mais de 1 milhão de habitantes, entre eles a população de Campina Grande.

Essa água, após coletada, foi transferida para uma caixa de fibra de vidro com capacidade de 500L onde permaneceu por 24 horas em temperatura ambiente para a eliminação do cloro residual.

Após desclorada a água base (AB), foi caracterizada física e quimicamente utilizando os parâmetros apresentados na tabela 1 conforme as técnicas recomendadas pela APHA, 2005.

Tabela 1: Parâmetros e métodos de medição utilizados para caracterizar a água base (AB): água da rede distribuição da ETA de Gravatá e captada no Reservatório Epitácio Pessoa (Boqueirão).

PARÂMETROS	MÉTODO/EQUIPAMENTO
pH	Potenciométrico (4500-B*) - pHmetro (Tecnal TEC-3P- MP).
Cor aparente (uH)	Espectrofotômetro (2120-C*), a absorbância com comprimento de onda (λ) de 460nm - espectrofotômetro Femton 700 Plus.
Turbidez (uT)	Nefelométrico (2130-B*) - turbidímetro portátil microprocessador-DL-WV Del Lab

4.3 Cultivo de *Microcystis aeruginosa*: preparação, manutenção da cultura e quantificação de células

- **Preparação e manutenção da cultura**

A cepa de *Microcystis aeruginosa* produtora de microcistina-LR foi fornecida pelo Dr. Armando Augusto Vieira, do Departamento de Botânica da Universidade

Federal de São Carlos - São Paulo, e seu cultivo foi realizado no laboratório da EXTRABES.

A sala de cultivo foi mantida sob condições controladas de temperatura (24°C) com fotoperíodo de 12 horas com iluminação de aproximadamente de 1.200 LUX, fornecida por lâmpadas tubulares fluorescentes de 40W, gerando um ambiente ideal para o desenvolvimento da cepa durante todo o período de cultivo.

O meio de cultivo usado foi o meio líquido ASM-1 (GORHAM et al, 1964). O cultivo foi iniciado a partir de uma cultura estoque das células mantido em tubos de ensaio com repicagens a cada 15 dias. Da cultura estoque 1mL foi transferido para um tubo de ensaio estéril de 10mL contendo 9mL do meio de cultura estéril e para erlenmeyers de 250mL também estéreis onde 25mL de cultura foi adicionado a 225 mL de meio), ou seja, na proporção de diluição de 1:10 (1mL de inóculo para 9mL meio) sob agitação manual 2vezes por dia.

Após 15 dias, tempo necessário para a cultura atingir a fase exponencial de crescimento, a densidade alcançava 10^7 cél.mL⁻¹, se realizava novas inoculações para volumes maiores em erlenmeyers de 2L, mantendo a proporção de diluição de 1:10 (inóculo: meio). Ao se atingir a fase exponencial se aumentava o volume para 10L e finalmente para 20L sob as mesmas condições de luz, temperatura e pH iniciais. A partir do volume de 10L os frascos com os cultivos foram mantidos sob aeração. O ar era introduzido através de tubo de vidro estéril contendo filtro de algodão esterilizado, para manter as condições assépticas dos cultivos.

O crescimento celular foi monitorado através da contagem de células com uso de microscópio invertido, com aumento de 200X, seguindo o método de UTHERMÖHL (1958). A figura 3 mostra os frascos de 10L e de 20L com os cultivos de *Microcystis aeruginosa* em fase exponencial.

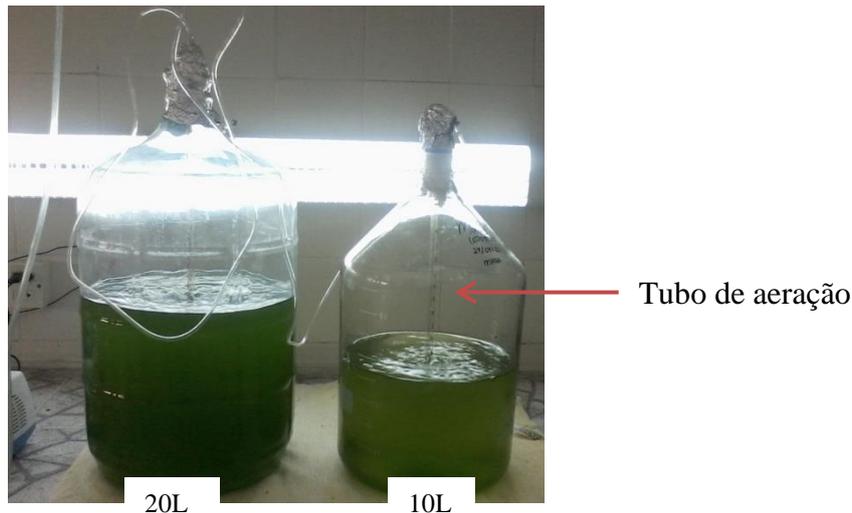


Figura 3: Cultivo de *Microcystis aeruginosa* com 15 dias de incubação.

- **Quantificação de células de *Microcystis aeruginosa***

A quantificação do número células de *M. aeruginosa* foi realizada em microscópio invertido Coleman NIB -100 em amostras fixadas com lugol a 1%.

Foram utilizadas câmaras de Uthermöhl de 2 cm de altura e tempo de sedimentação de 2 horas. A câmara de Uthermöhl é de forma cilíndrica como mostra a figura 4. A contagem foi realizada seguindo transectos horizontais e verticais. Foram contados em torno de 100 indivíduos da espécie estudada por cada câmara com 3 repetições. O cálculo da densidade total foi feito segundo Ros et al, (1979), com a equação apresentada a seguir:

$$\text{Organismos/mL} = (n/sc) \cdot (1/h) \cdot (F)$$

Sendo:

n= número de indivíduos contados;

s= área do campo em mm²;

c= número de campos contados;

h= altura da câmara de sedimentação em mm;

F= fator de correção para mililitro (10³ mm³/1 mL).



Figura 4: Câmara de Uthermöhler de 2 cm de altura.

4.4 Preparação da Água de Estudo (AE)

Para os ensaios foi preparada água de estudo, constituída da água base (AB) adicionada de uma alíquota da cultura pura de *Microcystis aeruginosa* comprovadamente produtora de microcistina-LR, com densidade celular em torno de 10^7 cel.mL⁻¹ para obter a concentração final na AE de 10^5 cel.mL⁻¹, aproximadamente. Esse valor de células por mL foi escolhido por ser comumente empregado em trabalhos que visam à remoção de células de cianobactérias e simulam densidades celulares observadas nas florações intensas (CHOW et al, 1999; DRIKAS et al, 2001).

Inicialmente foram preparados 100L de AE (água da torneira desclorada com adição de cultura de *M. aeruginosa* na concentração final de 10^5 cel.mL⁻¹). Para se obter essa concentração celular se utilizou aproximadamente 1L da cultura pura de *M. aeruginosa* para 100L de AB.

Após a preparação da AE, uma alíquota de 50 ml era transferida para um recipiente plástico, onde era fixada com lugol 1%, para posterior contagem das células de cianobactérias. Mais uma alíquota era coletada em outro recipiente sem adição de fixador para a avaliação dos parâmetros físicos e químicos da água e que foram os mesmos que os avaliados na caracterização de AB adicionando quantificação de células de *M. aeruginosa*. Essas variáveis são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros e métodos de medição utilizados para caracterizar as águas de estudo (AE) e as águas efluentes dos filtros de areia.

PARÂMETROS	MÉTODO/EQUIPAMENTO
pH	Potenciométrico (4500-B*) - pHmetro (Tecnal TEC-3P- MP).
Cor aparente (uH)	Espectrofotômetro (2120-C*), a absorvância com comprimento de onda (λ) de 460nm - espectrofotômetro Femton 700 Plus
Turbidez (uT)	Nefelométrico (2130-B*) - turbidímetro portátil microprocessador-DL-WV Del Lab
Quantificação da concentração de células <i>M. aeruginosa</i> (cel.mL ⁻¹)	UTHERMÖHL (1958) - Microscópio invertido Coleman NIB -100

4.5 Procedimento experimental

4.5.1 Ensaios prévios de coagulação/floculação/sedimentação

Foram feitos vários testes preliminares de coagulação/floculação/sedimentação usando o *Jar Test* com a finalidade de avaliar as melhores doses dos coagulantes sulfato de alumínio [Al₂(SO₄)₃.14-16 H₂O, PA] e cloreto férrico [FeCl₃.6H₂O, PA] para remoção de cor aparente, turbidez e número de células de *Microcystis aeruginosa*. Para cada teste foi preparada uma água de estudo.

As concentrações dos coagulantes foram selecionadas com base na literatura e de trabalhos prévios feitos na EXTRABES (GUIMARÃES, 2012; GUERRA, 2012; OLIVEIRA, 2012) que testaram dosagens de 5 a 90 mg.L⁻¹. Considerando esses resultados as dosagens dos coagulantes escolhidas para o presente trabalho foram desde 10 mg.L⁻¹ até 60 mg.L⁻¹ com aumentos graduais de 10 mg.L⁻¹ sob condições controladas de pH de coagulação. Os valores de pH avaliados foram 5,5; 6,5; 7,5 e 8,5. Para ajustar o pH foram usadas soluções de NaOH 0,1N ou de HCl 0,1N.

Após cada um dos ensaios na água decantada (AD) era coletada para realização de sua caracterização física e química, onde eram medidos os parâmetros citados na tabela 2. Uma alíquota de 40mL de AD foi preservada com 1mL para quantificação do número de células e outra alíquota era filtrada por membrana atóxica de 0,45 μ m e

congelada para posterior avaliação da concentração de microcistina através do teste de imunoensaio com kit ELISA (Beacon) específico para microcistina-LR.

Diagramas de coagulação foram construídos utilizando-se os valores remanescentes de densidade de células, o pH, a turbidez e a cor aparente da AD em função das doses dos coagulantes (cloreto férrico e sulfato de alumínio).

Os gráficos com os resultados foram feitos utilizando o software Minitab 16 (Minitab Inc, 2008).

4.5.2 Avaliação das melhores condições de coagulação e testes completos

Elaborados os diagramas de coagulação, foram selecionadas as melhores condições de coagulação e realizados novos ensaios a fim de definir quais as condições ótimas para cada coagulante (dosagem do coagulante e pH). Definidas essas variáveis para cada coagulante, se procedeu à execução do teste completo. O teste completo constou de preparação das AE, seguida de coagulação/floculação/sedimentação, coleta e caracterização da AD e filtração desta através de filtro de laboratório de areia. Nas etapas de coagulação, floculação e sedimentação foram escolhidos os valores de 40 mg.L⁻¹ de coagulante e pH 7,5 para ambos coagulantes.

Após a coagulação/floculação/sedimentação a água decantada (AD) alimentou os quatro filtros de areia (FLAs) cujos efluentes foram coletados entre 25-58 minutos e avaliados parâmetros supracitados. Alíquotas dos efluentes dos filtros de areia foram preservados para quantificação de microcistina-LR e 40mL foram usados na caracterização dessas águas.

4.5.3 Descrição do sistema experimental

O sistema experimental é composto pelo *Jar Test*, um recipiente de 1,5L (garrafas pets devidamente esterilizadas), equipos, Filtro de Laboratório de Areia (FLA), conforme é mostrado na Figura 5.

O sistema foi operado durante 60 horas para cada um dos coagulantes. Para cada um dos experimentos foram preparadas águas de estudo (AE), e coletadas amostras da água decantada (AD) e das águas filtradas (AFs), totalizando 48 amostras para cada taxa de filtração.

- **Equipamento *Jar Test***

Os ensaios de coagulação foram realizados em reatores estáticos (*Jar Test*) marca Poli Control® modelo FlocControl (Figura 6) que permitem simular o processo de coagulação, floculação e sedimentação. Esse equipamento possui seis jarros de base quadrada com capacidade de 2L cada um e um agitador do tipo paleta de eixo vertical de aço inoxidável, com capacidade para fornecer gradientes de velocidade entre 10 e 1000 s⁻¹.



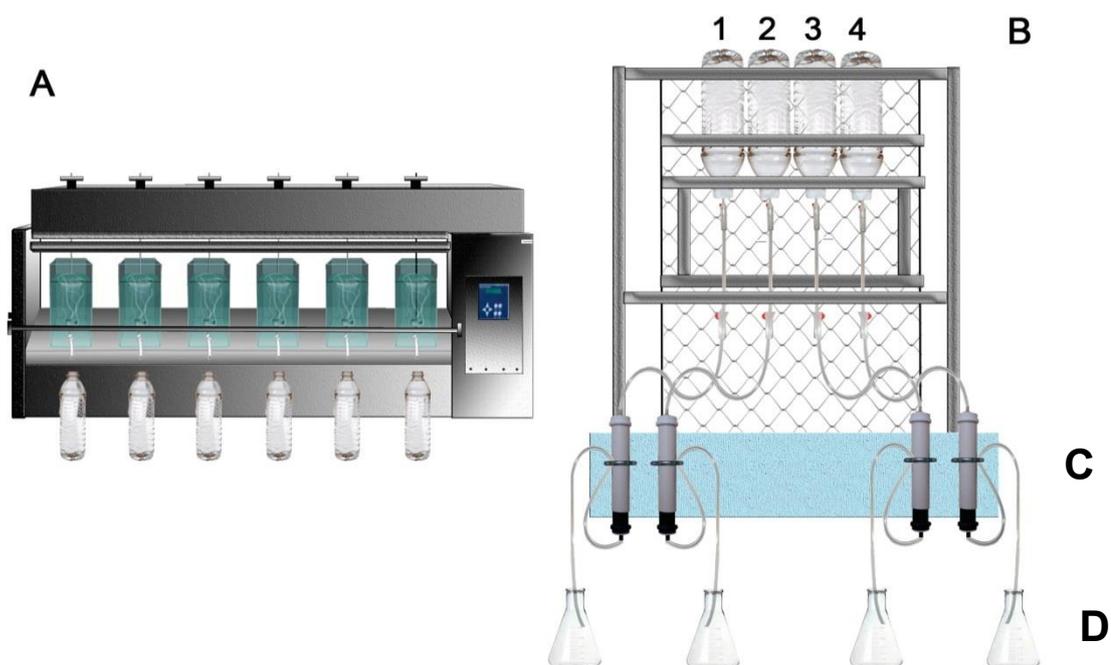
Figura 5: Equipamento de *Jar Test* utilizado nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação.

- **Parâmetros operacionais**

Os parâmetros Gradiente de velocidade de mistura rápida (Gmr), Tempo de mistura rápida (Tmr), Gradiente de velocidade médio de floculação (Gfl) e o Tempo de floculação (Tfl) empregados nos ensaios para elaboração dos diagramas de coagulação foram os recomendados pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) Edital 5 Tema 1 (2006) *apud* Santiago (2008) e são apresentados na Tabela 3. O tempo de sedimentação foi de 15 min, que corresponde à velocidade de sedimentação (Vs) de 0,26 cm.min⁻¹.

Tabela 3: Parâmetros operacionais usados nos ensaios de bancada.

PARÂMETROS	VALORES
Gradiente de velocidade médio de mistura rápida (Gmr)	800 s^{-1}
Tempo de mistura rápida (Tmr)	30 s
Gradiente de velocidade médio de floculação (Gfl)	30 s^{-1}
Tempo de floculação (Tfl)	25 min
Velocidade de sedimentação (Vs)	$0,26 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$

**Figura 6:** Esquema do sistema experimental (A) equipamento de Jar Test; (B) sistema de filtração por gravidade com vazão controlada; (C) filtro de laboratório de areia (FLA) e (D) erlenmeyers para coleta dos efluentes dos filtros.

- **Filtro de laboratório de areia (FLA)**

Para a confecção do filtro de laboratório de areia (FLA) foram utilizados tubos de PVC de 25cm e 21mm de diâmetro interno, tela de aço na base, “cap” de PVC, conectores e mangueira flexível de silicone. O meio filtrante foi composto por uma coluna de areia de 15 cm, com granulometria média de 0,42 a 0,60mm, lavada e aderida à parede interna do tubo, para impedir a formação de caminhos preferenciais durante a filtração. A areia foi peneirada usando peneiras de números 30 e 40, selecionando-se grãos de tamanhos entre 0,42 a 0,60 mm.

A cota de saída de água filtrada foi posicionada aproximadamente a 1cm acima da superfície superior da camada do meio filtrante como apresentado na figura 7, a fim de se evitar pressão negativa durante a filtração.

O sistema de filtração operou com as vazões de $0,20\text{L.h}^{-1}$, $0,43\text{L.h}^{-1}$, $0,72\text{L.h}^{-1}$ e $1,44\text{L.h}^{-1}$, o que corresponde as taxas de filtração de $15\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, $30\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, $50\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e $100\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. A retrolavagem dos FLAs era realizada de acordo com as taxas de filtração pré-estabelecidas antes do transbordamento (perda de carga de 20%). As lavagens foram realizadas com água da torneira seguidas de lavagens com água destilada. A tabela abaixo mostra as taxas de filtração utilizadas e o respectivo tempo de escoamento de cada filtro de areia

Tabela 4: Taxas de filtração e tempo de escoamento pelo filtro de areia.

Taxa de filtração	Tempo de escoamento
$15\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	58 minutos
$30\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	45 minutos
$50\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	38 minutos
$100\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	28 minutos

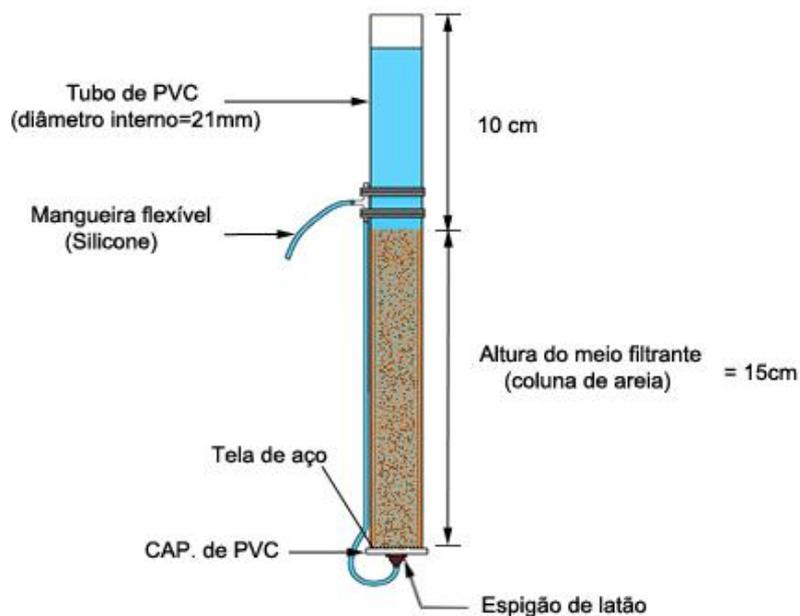


Figura 7: Esquema do Filtro de laboratório de areia.

4.6 Quantificação de microcistina-LR (MC-LR) com teste de imunoenensaio (ELISA)

As análises de quantificação da toxina microcistina-LR foram realizadas em todas as águas do estudo (AB, AE, AD e nos efluentes dos FLAs). Foi usado o leitor de placas ELISA do Laboratório de Limnologia do Complexo Integrado de Pesquisa Três Marias do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde (CCBS) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Para quantificação da toxina microcistina-LR, as amostras foram filtradas usando-se membrana de acetato de celulose atóxica de 0,45 μ m de diâmetro de poro. Essa porosidade da membrana permite separar os sólidos presentes nas amostras de água, tais como células inteiras e fragmentos de células mortas da fase aquosa, onde se encontra dissolvida a toxina. As análises para detecção de microcistina-LR foram feitas nas AE, AD e efluentes dos filtros de areia.

A quantificação de MC-LR foi realizada com o teste de imunoenensaio ELISA em placas, da marca *Beacon Analytical Systems Inc.* Esse método foi escolhido por ser reconhecido como confiável para detecção de microcistina LR e por ter alta sensibilidade detectando valores mínimos de 0,16 μ g.L⁻¹. Entretanto, dados da literatura cita que esse método possui pouca reprodutibilidade, além do tempo de execução do ensaio ser relativamente curto de aproximadamente 90 minutos.

O *kit* ELISA consiste de uma placa contendo 96 poços e os reagentes necessários para a execução da análise, como mostra a Figura 8. O método fundamenta-se na identificação de um antígeno (Ag), que é a MC-LR, através de anticorpos (Acs) específicos para microcistina-LR. Neste caso o Ag escolhido é o AcM8H5c, que está aderido às paredes dos poços das placas de teste e é ativado no momento de uso com a solução diluente do kit.

O procedimento inicia-se com a incubação do conjugado microcistina-enzima (Microcystin-HRP), seguido pelo controle negativo, dos padrões e das amostras nos poços correspondentes. Após essa sequência é adicionada a solução de anticorpo (Anti-Microcystin) e a placa é suavemente agitada durante 30 segundos para homogeneização da solução, e posteriormente deixa-se a placa incubada por 30 minutos.

Após esse tempo, com o término da reação, os conteúdos dos poços são desprezados, efetuando a lavagem da placa com uma solução específica de lavagem concentrada perfazendo um total de 5 lavagens. Depois desse procedimento permanece nos poços apenas o antígeno (MC-LR) que se ligou aos anticorpos. Durante todo o procedimento não ocorre mudança de coloração, permanecendo material dentro dos poços sem cor.

Em seguida é adicionado o substrato que permanece incubado por 30 minutos e aparece uma coloração azul ao se ligar à enzima. Durante esse tempo, observa-se diferentes intensidades de tonalidades de cor azul nos poços. Quanto mais intenso for o tom azulado menor é a concentração de microcistina presente nas amostras.

Depois de completada a reação adiciona-se a solução *stop* (solução de HCl – 1N) que para o processo e muda a cor para amarela. Procede-se a leitura na absorbância de 450 nm. Essa medição é efetuada na leitora de placa (TP-Reader/Thermo Plate). Quanto mais intensa a cor amarela menor será a concentração de microcistina-LR na amostra.

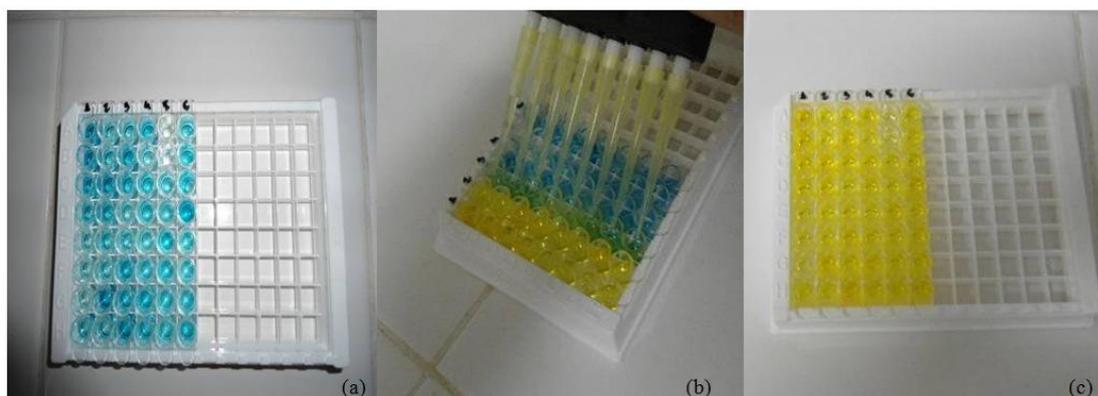


Figura 8: Reação colorimétrica observada com o kit ELISA: placa após a adição do substrato da enzima (a) e após a adição da solução Stop (b e c).

4.7 Análises dos resultados

Os dados obtidos através do monitoramento do sistema experimental foram organizados em tabelas Excel (2010), nos quais foram analisados e construídos diagramas de coagulação (gráficos de contorno) para uma avaliação das melhores condições de remoção com ambos coagulantes. Em testes finais, com as condições ótimas estabelecidas e com as taxas de filtração a serem avaliadas, foram plotados os resultados através dos gráficos de intervalo (*Box plot*), por meio do programa Minitab 16.

5 RESULTADOS

5.1 Cloreto férrico

Ensaio prévios. A seguir são apresentados e discutidos os resultados prévios dos testes de coagulação com cloreto férrico [FeCl₃.6H₂O] nas dosagens de 10mg.L⁻¹ até 60 mg.L⁻¹, com variação de 10 em 10 mg.L⁻¹, testadas sob condições de pH entre 5,5 e 8,5.

Os ensaios prévios foram realizados para definir a melhor dosagem do coagulante sob diferentes condições de pH. Os parâmetros avaliados para controle da eficiência do sistema foram cor aparente, turbidez e concentração de células de *Microcystis aeruginosa*. Para cada dosagem de cloreto férrico foram realizados quatro ensaios perfazendo um total de 24 testes. Os resultados da caracterização da água de estudo (AE) são apresentados na tabela 5 e no apêndice dos resultados dos ensaios de coagulação referentes aos diagramas aqui apresentados (Apêndice - Tabela 2).

Tabela 5: Valores médios da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios preliminares com cloreto férrico.

Parâmetros	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão
pH	8,56	8,58	8,54	± 0,01
Cor aparente (uH)	22	26	19	± 2,48
Turbidez (uT)	3,37	4,1	3	± 0,42
Concentração celular (cel.mL ⁻¹)	2,96E+05	3,56E+05	2,40E+05	± 4,11E+04

*n=4 (No apêndice, **tabela A-1**, com os valores detalhados).

A seguir foram construídos os diagramas de coagulação, apresentados nas figuras de 9 a 11.

A figura 9 mostra o diagrama de coagulação para cor aparente na água decantada.

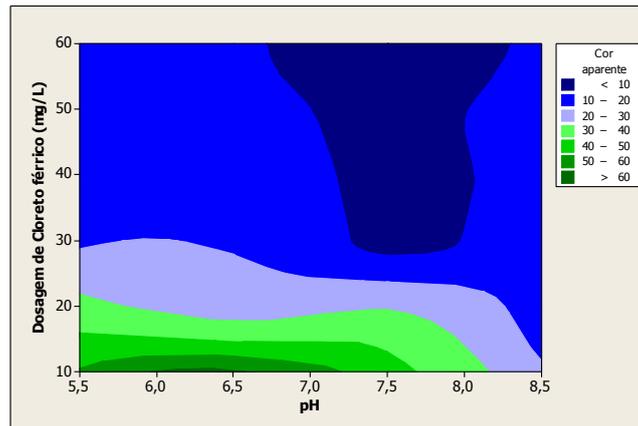


Figura 9: Diagrama de coagulação para remoção de cor aparente com cloreto férrico. Média de cor aparente inicial: 22uH.

Na figura 9 observa-se que concentrações de cloreto férrico igual e superiores a 30mg.L^{-1} reduziram a cor aparente para valores entre 10 a 20 uH, o qual representa decréscimos de 45,5% até 90,9%. Esse comportamento ocorre em todos os valores pH selecionados.

Na figura 10 se observa o diagrama de coagulação para a turbidez remanescente.

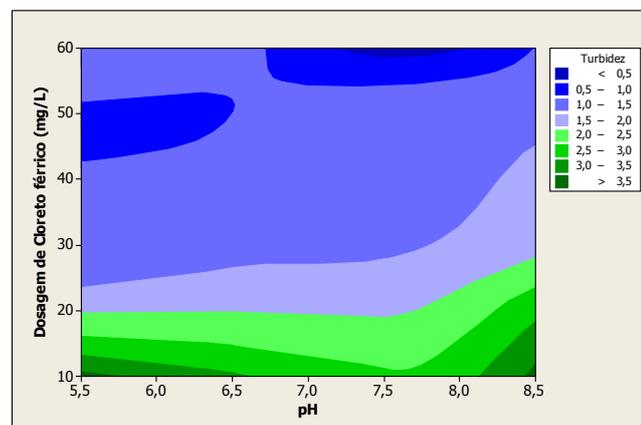


Figura 10: Diagrama de coagulação com cloreto férrico para remoção de turbidez. Média de turbidez inicial: 3,37uT.

Os menores valores de turbidez remanescente ($\leq 1\text{uT}$) foram obtidos com as mesmas concentração de coagulante como ocorreu com a cor aparente (igual e superior

a 30mg.L^{-1}) com pH entre 6,5 até 8,0. Entretanto, o menor valor de turbidez ocorreu com entre pH 6,5 até 7,5.

Na figura 11 apresenta-se a eficiência de remoção da concentração de células de *M. aeruginosa*. Novamente verifica-se que com dosagens de coagulante superiores a 30mg.L^{-1} e com pH entre 5,5 e 7,5 se obtiveram as melhores remoções. Nessa faixa de pH os valores remanescentes atingiram a média de $8,7\text{E}+04 \text{ cel.mL}^{-1}$ com mínimo de $4,2\text{E}+03 \text{ cel.mL}^{-1}$. Considerando a concentração inicial, de $2,98\text{E}+05 \text{ cel.mL}^{-1}$, a remoção média foi de 70,8% e a máxima de 98,6%.

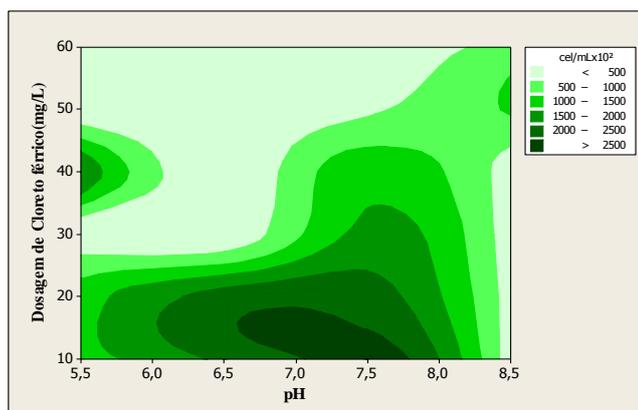


Figura 11: Diagrama de coagulação para remoção de células de *M. aeruginosa* com cloreto férrico. **Média de concentração celular inicial: $2,98\text{E}+05 \text{ cel.mL}^{-1}$.**

Os resultados prévios permitiram escolher as dosagens de coagulante 20mg.L^{-1} , 30mg.L^{-1} e 40mg.L^{-1} e os valores de pH de 5,5 e 7,5 para as novas repetições a fim de definir com maior segurança a concentração ótima do coagulante. Para isso foram preparadas novas águas de estudo. A tabela 6 mostra os valores médios das características dessas águas e a tabela 7 se observam os valores médios remanescentes na água decantada dos parâmetros avaliados.

Tabela 6: Valores médios dos parâmetros de caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas nos ensaios de coagulação usando as melhores dosagens dos coagulantes.

Parâmetros	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão
pH	8,55	8,6	8,5	±0,05
Cor aparente (uH)	56,75	59	55	±1,47
Turbidez (uT)	4,25	4,6	4	±0,25
Concentração celular (cel.mL ⁻¹)	3,25E+05	3,35E+05	3,19E+05	±6,4E+03

*n=4 (No apêndice, **tabela A-3**, com os valores detalhados).

Tabela 7: Valores médios remanescentes de turbidez, de cor aparente e de concentração de células de *M. aeruginosa* na água decantada, utilizando as melhores dosagens de cloreto férrico e os melhores valores de pH de coagulação.

Dosagem (mgL ⁻¹)	pH de coagulação	Turbidez remanescente (uT) e % remoção	Cor aparente remanescente (uH) e % remoção	<i>M. aeruginosa</i> * (cel.mL ⁻¹) e % remoção
30	5,5	1,3 (70,4%)	17 (70,18%)	5,54E+04 (87,2%)
40	5,5	1,15 (73,87%)	19 (66,67%)	5,70E+04 (86,7%)
20	7,5	0,99 (77,5%)	17 (70,18%)	4,62E+04 (89,3%)
40	7,5	0,81 (86,37%)	13 (77,2%)	3,62E+04 (91%)

*n=4 (No apêndice, **tabela A-4**, com os valores detalhados).

Em total foram feitas quatro repetições para cada dosagem de coagulante perfazendo um total de 24 ensaios. No apêndice, a tabela A-1 mostra a caracterização de cada uma das águas de estudo utilizadas e a tabela A-2 apresenta os resultados das remoções de cada variável em cada um dos testes.

A seguir foram realizados os estudos finais completos que constaram dos processos de coagulação/floculação/sedimentação seguidos de filtração por filtros de laboratório de areia utilizando apenas a dosagem de coagulante de 40 mg.L⁻¹ para o pH 7,5, que foram as melhores condições nos resultados mostrados na tabela 6.

As taxas de filtração aplicadas foram de 15, 30, 50 e 100 m³.m⁻².d⁻¹ (HUISMAN e WOOD, 1974; LOGSDON e HOFF, 1986; OLIVERA, 2012). Primeiro foram testadas as taxas de 15 m³.m⁻².d⁻¹ e de 30 m³.m⁻².d⁻¹ com quatro repetições para cada uma e a seguir se avaliaram as taxas de 50 m³.m⁻².d⁻¹ e de 100 m³.m⁻².d⁻¹, também com 4

repetições. Para esses ensaios se prepararam quatro novas águas de estudo e se obtiveram quatro águas decantadas para cada taxa de filtração, perfazendo um total de 16 testes de filtração.

Na tabela 7 apresentam-se os valores médios de caracterização dessas águas.

Tabela 8: Valores médios da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas nos ensaios de filtração por filtros de laboratório de areia com cloreto férrico pH 8,5 a 25°C.

Parâmetros*	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão
Cor aparente (uH)	57,37	68	38	±12,09
Turbidez (uT)	4,27	4,6	4	±0,22
Concentração celular (cel.mL ⁻¹)	3,35E+05	3,54E+05	3,27E+05	±8,59E+03

*n=8 (No apêndice, **tabela A-5**, com os valores detalhados).

A Tabela 8 mostra as características médias das águas decantadas sob as melhores condições de coagulação que precederam à filtração pelos filtros de laboratório de areia.

Tabela 9: Valores médios da caracterização das águas decantadas (AD) utilizadas nos ensaios de filtração por filtros de laboratório de areia com cloreto férrico e pH 7,5 a 25°C.

Parâmetros*	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão
Cor aparente (uH)	24,93	31	21	±3,15
Turbidez (uT)	0,84	1	0,7	±0,08
Concentração celular (cel.mL ⁻¹)	6,64E+04	7,76E+04	5,20E+04	±5,62E+03

*n=16 (No apêndice, **tabela A-6**, com os valores detalhados).

Comparando os resultados das tabelas 8 e 9 observa-se que ao longo do processo de coagulação, floculação e sedimentação ocorreram remoções de 56,55% para cor aparente de 82,13% para turbidez e de 80,17% para concentração celular.

Comparando todas as AE preparadas para cada conjunto de ensaio se observa que ocorreu um aumento no valor para a variável cor aparente nos ensaios com as melhores dosagens e de filtração em relação aos ensaios prévios.

Tabela 10: Comparação dos valores médios da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas no conjunto de ensaios com cloreto férrico.

Características médias das AE	pH	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Concentração celular (cel.mL⁻¹)
Ensaio prévios				
AE 1	8,56	3,18	22	2,97E+05
AE 2	8,54	3,2	22	2,89E+05
AE 3	8,56	3	19	2,40E+05
AE 4	8,58	4,1	26	3,56E+05
Média	8,56	3,37	22,25	2,96E+05
Máximo	8,58	4,1	26	3,56E+05
Mínimo	8,54	3	19	2,40E+05
Desvio padrão	±0,01	±0,42	±2,48	±4,1E+04
Ensaio com melhores dosagens				
AE 1	8,5	4,4	57	3,27E+05
AE 2	8,5	4	55	3,19E+05
AE 3	8,6	4,6	59	3,35E+05
AE 4	8,6	4	56	3,20E+05
Média	8,55	4,25	56,75	3,25E+05
Máximo	8,6	4,6	59	3,35E+05
Mínimo	8,5	4	55	3,19E+05
Desvio padrão	±0,05	±0,25	±1,47	±6,4E+03
Ensaio de filtração				
AE 1	8,5	4,1	49	3,27E+05
AE 2	8,5	4,2	67	3,33E+05
AE 3	8,6	4	67	3,29E+05
AE 4	8,5	4	68	3,30E+05
AE 5	8,6	4,5	38	3,41E+05
AE 6	8,5	4,3	40	3,39E+05
AE 7	8,6	4,6	63	3,54E+05
AE 8	8,5	4,5	67	3,28E+05
Média	8,537	4,275	57,375	3,35E+05
Máximo	8,6	4,6	68	3,54E+05
Mínimo	8,5	4	38	3,27E+05
Desvio padrão	±0,04	±0,22	±12,09	±8,5E+03

A seguir apresentam-se os resultados das características das águas filtradas.

A figura 12 mostra que as taxas de filtração de 15 e 30 m³.m⁻².dia⁻¹ produziram os menores valores de cor aparente com média de 12 uH, indicando remoção em torno

de 48%. As duas taxas de filtração forneceram valores de cor em conformidade com a Portaria 2914/11-MS que estabelece o valor máximo permitido (VMP) de 15uH.

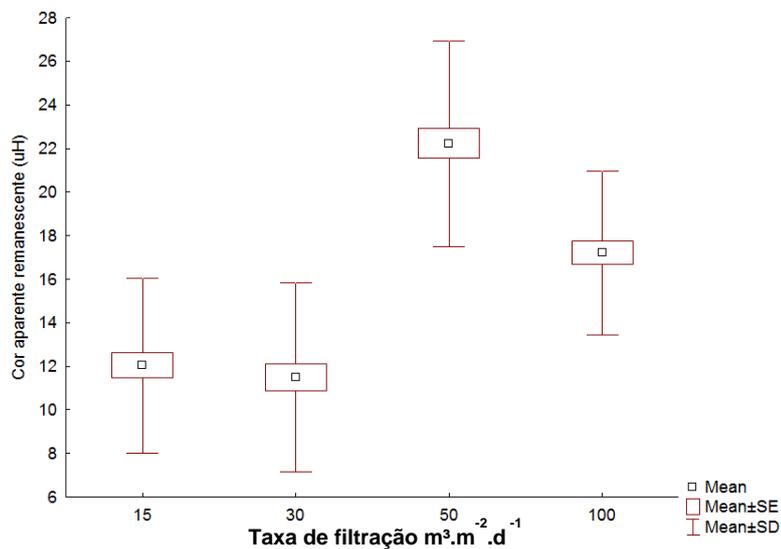


Figura 12: Box Plot de cor aparente com o cloreto férrico e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48). **Médias da cor aparente da AE: 57,37 uH e AD: 24,93 uH.**

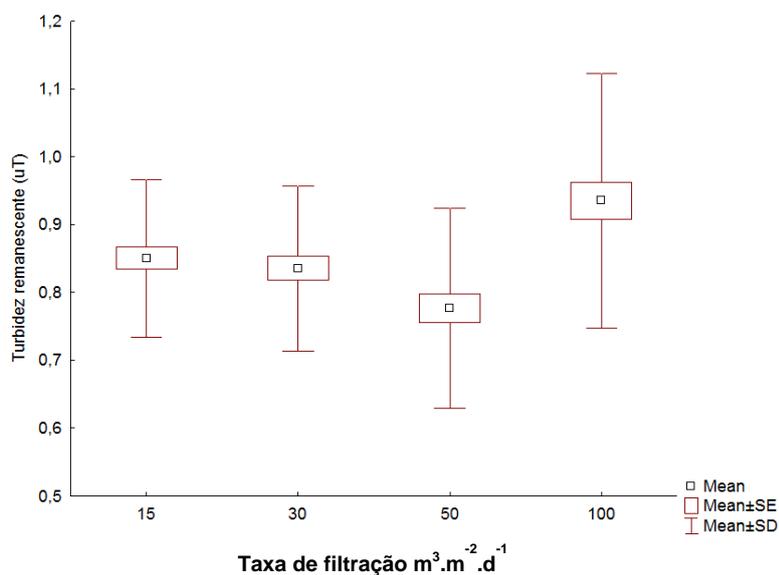


Figura 13: Box Plot de turbidez com o cloreto férrico e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48). **Médias de turbidez da AE: 4,27 uT e AD:0,84 uT.**

O gráfico de turbidez remanescente após filtração (figura 13) mostra que houve diferenças importantes entre às quatro taxas de filtração, sendo que as três primeiras apresentaram efluentes com valores muito próximos de turbidez em torno de 0,8uT; destaca-se entretanto, que o menor valor foi de 0,72 uT obtido com a taxa de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

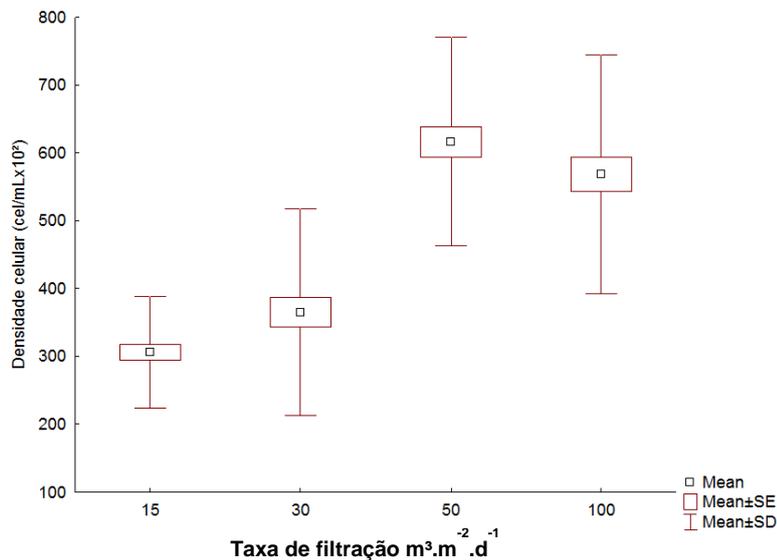


Figura 14: Box Plot de concentração celular com o cloreto férrico e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48). **Médias da densidade celular da AE: $3,30\text{E}+05 \text{ cel.mL}^{-1}$ e AD: $1,49\text{E}+05 \text{ cel.mL}^{-1}$.**

A figura 14 mostra que a menor taxa de filtração ($15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) foneceu a melhor remoção de células de *M. aeruginosa*, sugerindo que taxas de filtração mais lentas são mais eficientes na remoção de células.

Nas tabelas A-7, A-8, A-9 e A-10 do apêndice apresentam-se os resultados detalhados das variáveis nas águas pós-filtração com as quatro taxas de filtração testadas.

A eficiência total do sistema testado é mostrada na tabela 11.

Tabela 11: Eficiência média do sistema utilizando com cloreto férrico.

Amostras	Parâmetros		
	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	Concentração celular (cel.mL ⁻¹)
AE	57,37	4,27	3,35E+05
AD	24,93	0,84	6,64E+04
% AE	56,50%	80,30%	80,20%
15m ³ m ⁻² .d ⁻¹	12	0,85	2,69E+04
% AE	79%	80%	92%
% AD	51,80%	0	59,48%
30m ³ m ⁻² .d ⁻¹	11,5	0,83	3,65E+04
% AE	80%	80,50%	89,10%
% AD	53,80%	1,19%	45,03%
50m ³ m ⁻² .d ⁻¹	22,2	0,77	6,16E+04
% AE	38,70%	82%	81,60%
% AD	10,95%	8,33%	7,22%
100m ³ m ⁻² .d ⁻¹	17,2	0,97	5,68E+04
% AE	70%	77,30%	83%
% AD	31%	0	14,45%

*Eficiência com referência em AE e AD

A figura 15, ilustra as densidades de células de *M. aeruginosa* em suspensão no cultivo, a AE, a AD e a água pós filtração com taxa de filtração 30 m³.m⁻².d⁻¹ utilizando o cloreto férrico que obteve os melhores resultados dentre as taxas estudadas .

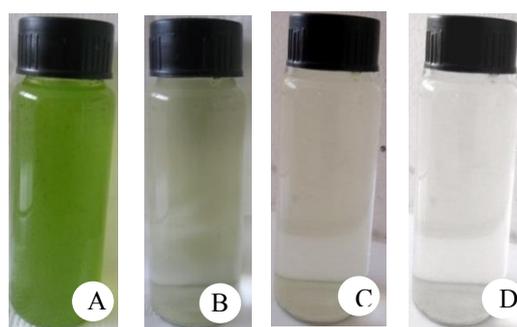


Figura 15: Amostras de água, A) Cultura pura; B) Água de estudo; C) Água Decantada com coagulante Cloreto férrico (CF); D) Água pós-filtração AFACF 30m³.m⁻².d⁻¹

Para identificar se os processos de coagulação, floculação e sedimentação e filtração produziram ou não lise celular foi avaliada a concentração de microcistina LR.

Os testes de quantificação de cianotoxinas foram feitos em quatro réplicas, na AE os valores médios foram de 2,084 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de MC-LR, com mínimo de 2,025 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e máxima de 2,143 $\mu\text{g.L}^{-1}$, para a AD apresenta 1,777 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com mínima de 1,433 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e máxima de 1,965 $\mu\text{g.L}^{-1}$, apresentando uma remoção de 14,73%. Já nos efluentes dos FLAs os valores foram erráticos para as taxas de filtração, em alguns ensaios se encontraram valores de MC-LR próximos ao limite indicado pelo fabricante.

5.2. Sulfato de alumínio

Ensaio prévios. A seguir são apresentados e discutidos os resultados referentes aos ensaios com sulfato de alumínio [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14-16 \text{H}_2\text{O}$, PA] nas doses de 10 mg.L^{-1} até 60 mg.L^{-1} , com variação de 10 em 10 mg.L^{-1} , testadas sob condições de pH entre 5,5 e 8,5.

Do mesmo modo que o cloreto férrico, foram realizados ensaios prévios com o sulfato de alumínio para definir a melhor dosagem do coagulante nas diferentes condições de pH. Os parâmetros avaliados para controle da eficiência do sistema foram cor aparente, turbidez e densidade celular de *Microcystis aeruginosa*, idênticos aos procedimentos usados com o cloreto férrico. Para cada dosagem de sulfato de alumínio foram realizados quatro ensaios perfazendo um total de 24 testes. Os resultados da caracterização da água estudo (AE) são apresentados na tabela 12 e no apêndice dos ensaios de coagulação referentes aos diagramas abaixo (Apêndice- Tabela A-12).

Tabela 12: Valores médios da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios preliminares com sulfato de alumínio.

Parâmetros	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão
pH	8,53	8,6	8,5	$\pm 0,04$
Cor aparente (uH)	36	38	34	$\pm 1,63$
Turbidez (uT)	4,3	4,6	4	$\pm 0,24$
Concentração celular (cel.mL ⁻¹)	3,19E+05	3,25E+05	3,10E+05	$\pm 4,90\text{E}+03$

*n=4 (No apêndice, **tabela A-11**, com os valores detalhados)

Em seguida foram construídos os diagramas de coagulação, apresentados nas figuras 16 até 18.

A figura 16 expõe o diagrama de coagulação para cor aparente na água decantada.

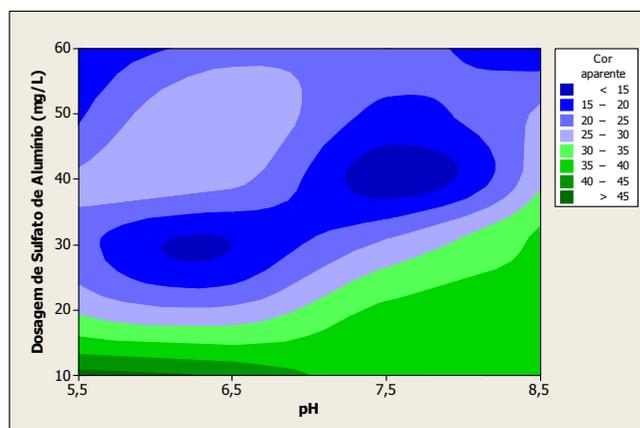


Figura 16: Diagrama de coagulação para remoção de cor aparente com o sulfato de alumínio. **Média de cor aparente inicial: 36 uH.**

Na figura 16 observa-se que a dosagem ótima foi de 40 mg.L^{-1} e o pH de 7,25, resultando cor aparente remanescente $< 15 \text{ uH}$, no entanto, para 30 mg.L^{-1} e pH entre 6,5 e 7,5 a cor aparente foi na faixa de 15 a 20 uH superando em pelo menos 5uH o VMP, para água potável (Portaria 2914/2011-MS).

A seguir a figura 17 apresenta o diagrama de coagulação para os valores remanescentes de turbidez.

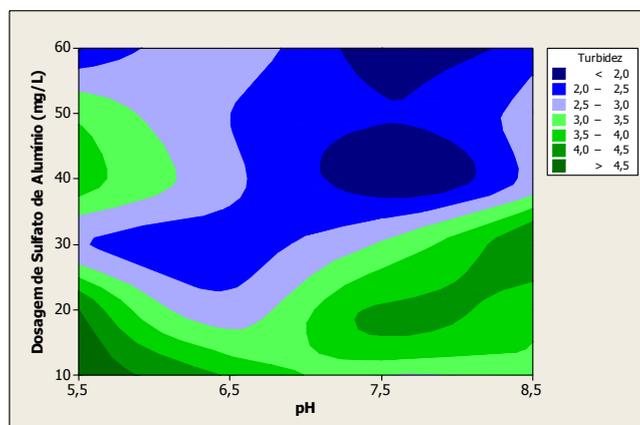


Figura 17: Diagrama de coagulação para remoção de turbidez com o sulfato de alumínio. **Média de turbidez inicial: 4,3 uT.**

Com a mesma dosagem do coagulante (40 mg.L^{-1}) obteve-se o menor valor para turbidez remanescente de $1,68 \text{ uT}$ em $\text{pH } 7,25$ (Figura 17), valor superior ao VMP da Portaria (2914/2011-MS) que é de $\leq 1 \text{ uT}$. Portanto, nenhuma das dosagens testadas foram eficientes para remover a turbidez até valores iguais ou inferiores aos designados pela Portaria 2914/2011-MS.

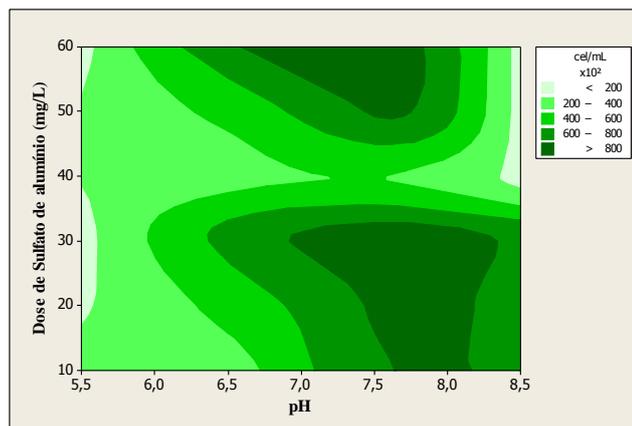


Figura 18: Diagrama de coagulação para remoção de células de *M. aeruginosa* com o sulfato de alumínio. **Média de concentração celular inicial: $3,19\text{E}+05 \text{ cel.mL}^{-1}$.**

A Figura 18 mostra a eficiência de remoção das células de *M. aeruginosa* com todas as dosagens do coagulante. Observa-se que a dosagem de 40 mg.L^{-1} apresenta-se eficiente em uma faixa de pH mais ampla entre 5,5 e 7,5; fornecendo uma concentração final de $4,03\text{E}+04 \text{ cel.mL}^{-1}$ (remoção de 87,37%). No entanto, dosagens de 20, 30 e 60 mg.L^{-1} e $\text{pH } 5,5$ alcançou concentrações remanescentes de $1,78\text{E}+04$ (95,43%), $1,28\text{E}+04$ (95,99%) e $1,27\text{E}+04 \text{ cel.mL}^{-1}$ (96,02%), respectivamente.

Para o sulfato de alumínio o pH da solução aquosa parece ser a variável de maior importância, pois as dosagens de coagulantes precisam ser aumentadas à medida que a solução se torna mais básica. Tal procedimento é realizado para uma melhor tratabilidade da água em função da densidade celular presente na amostra.

Os resultados prévios permitiram escolher as dosagens de 30 mg.L^{-1} , 40 mg.L^{-1} e 60 mg.L^{-1} de coagulante e os valores de pH de 5,5; 6,5; 7,5 e 8,5 para as novas repetições a fim de definir com maior segurança a concentração ótima de coagulante. Para isso foi preparada nova água de estudo. A tabela 12 mostra os valores médios das características dessas águas e a tabela 13 mostra os valores médios remanescentes na água decantada dos parâmetros avaliados.

Tabela 13: Valores médios de caracterização das águas de estudo (AE) utilizada nos ensaios de coagulação usando as melhores dosagens dos coagulantes.

Parâmetros	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão
pH	8,53	8,6	8,5	±0,04
Cor aparente (uH)	57	59	55	± 1,63
Turbidez (uT)	4,3	4,6	4	± 0,24
Concentração celular (cel.mL ⁻¹)	3,27E+05	3,35E+05	3,19E+05	±6,53E+03

*n=4 (No apêndice, **tabela A-13**, com os valores detalhados).

Tabela 14: Valores médios remanescentes de turbidez, de cor aparente e concentração de células de *M. aeruginosa* na água decantada, utilizando as melhores dosagens de sulfato de alumínio e os melhores valores de pH de coagulação.

Dosagem (mgL ⁻¹)	pH de coagulação	Turbidez remanescente (uT) e % remoção	Cor aparente remanescente (uH) e % remoção	<i>M. aeruginosa</i> * (cel.mL ⁻¹) e % remoção
60	5,5	1,91 (55,58%)	15 (73,69%)	3,80E+04 (88,38%)
30	6,5	2,29 (46,74%)	15 (73,69%)	6,55E+04 (79,97%)
40	7,5	1,68 (60,94%)	12 (78,95%)	4,03E+04 (87,68%)
60	8,5	2,23 (48,14%)	15 (73,69%)	1,17E+05 (64,23%)

*n=4 (No apêndice, **tabela A-14**, com os valores detalhados)

Em total foram feitas quatro repetições para cada dosagem de coagulante um total de 24 ensaios. No apêndice, a tabela 13 mostra a caracterização de cada uma das águas de estudo utilizadas e a tabela 14 apresenta os resultados das remoções de cada variável em cada um dos testes.

Do mesmo modo que as etapas realizadas para cloreto férrico, foram executados os testes finais completos que constaram das etapas de coagulação, floculação, sedimentação seguidas de filtração por filtros de laboratório de areia utilizando exclusivamente a dosagem de coagulante de 40 mg.L⁻¹ para o pH 7,5, que forneceram os melhores resultados apresentados na tabela 13.

As taxas de filtração aplicadas foram de 15, 30, 50 e 100m³.m⁻².d⁻¹ (HUISMAN e WOOD, 1974; LOGSDON e HOFF, 1986; OLIVERA, 2012). O procedimento foi o mesmo utilizado pelo cloreto férrico, testando as taxas de filtração de 15 m³.m⁻².d⁻¹ e de

30 m³.m⁻².d⁻¹ com quatro repetições para cada uma e a seguir foram avaliadas as taxas de 50m³.m⁻².d⁻¹ e de 100m³.m⁻².d⁻¹, também com quatro repetições.

As novas águas de estudo AE foram caracterizadas como as anteriores, e também foi avaliado o parâmetro dureza total como mostra a tabela 15 (Apêndice – Tabela A-15).

Tabela 15: Valores médios da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com sulfato de alumínio pH 8,5 a 25°C.

Parâmetros	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão
Cor aparente (uH)	57,25	70	38	±12,12
Turbidez (uT)	4,3	4,6	4,1	±0,16
Concentração celular (cel.mL ⁻¹)	2,84E+05	4,13E+05	2,72E+05	±1,09E+05

*n=8 (No apêndice, **tabela A-15**, com os valores detalhados).

A Tabela 15 apresenta a caracterização das águas decantadas nas melhores condições de coagulação que procederam à filtração pelos filtros de laboratório de areia.

Tabela 16: Valores médios da caracterização das águas decantadas (AD) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com sulfato de alumínio pH 7,5 a 25°C.

Parâmetros	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão
Cor aparente (uH)	30	35	21	±3,90
Turbidez (uT)	0,67	1	0,43	±0,18
Concentração celular (cel.mL ⁻¹)	6,05E+04	8,67E+04	4,69E+04	±3,16E+04

*n=16 (No apêndice, **tabela A-16**, com os valores detalhados).

Comparando os resultados das tabelas 15 e 16 observa-se que ao longo do processo de coagulação, floculação e sedimentação ocorreram remoções de 47,6% para cor aparente, 84,41% para turbidez e 78,7% para concentração celular.

Tabela 17: Comparação dos valores médios da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas no conjunto de ensaios com sulfato de alumínio.

Características médias das AE	pH	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Concentração celular (cel.mL⁻¹)
Ensaio prévios				
AE 1	8,5	4,3	36	3,19E+05
AE 2	8,5	4,0	34	3,13E+05
AE 3	8,6	4,6	38	3,25E+05
AE 4	8,52	4,3	36	3,20E+05
Média	8,53	4,3	36	3,19E+05
Máximo	8,56	4,6	38	3,25E+05
Mínimo	8,5	4,0	34	3,10E+05
Desvio padrão	± 0,04	± 0,24	± 1,63	±4,90E+03
Ensaio com melhores dosagens				
AE 1	8,5	4,4	57	3,27E+05
AE 2	8,5	4,0	55	3,19E+05
AE 3	8,6	4,6	59	3,35E+05
AE 4	8,6	4,0	56	3,20E+05
Média	8,55	4,25	56,75	3,25E+05
Máximo	8,6	4,6	59	3,35E+05
Mínimo	8,5	4,0	55	3,19E+05
Desvio padrão	±0,05	±0,25	±1,47	±6,4E+03
Ensaio de filtração				
AE 1	8,5	4,1	49	2,72E+05
AE 2	8,5	4,2	70	3,27E+05
AE 3	8,6	4,5	68	4,13E+05
AE 4	8,5	4,4	63	3,48E+05
AE 5	8,6	4,5	38	2,81E+05
AE 6	8,5	4,3	40	3,20E+05
AE 7	8,6	4,6	63	3,86E+05
AE 8	8,6	4,5	67	3,30E+05
Média	8,55	4,3	57,25	2,84E+05
Máximo	8,6	4,6	70	4,13E+05
Mínimo	8,5	4,1	38	2,72E+05
Desvio padrão	±0,05	±0,16	±12,12	±1,09E+05

A seguir apresentam-se os resultados das características das águas filtradas.

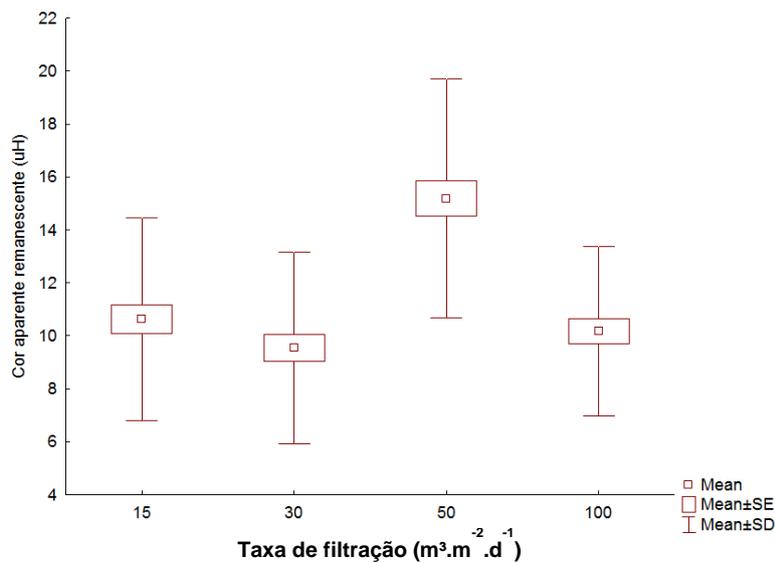


Figura 19: Box Plot de cor aparente remanescente com o sulfato de alumínio e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48).

Na Figura 19 observa-se que a taxa de filtração de 30 m³.m⁻².d⁻¹ forneceu o melhor valor em torno de 9uH, no entanto, as outras taxas de filtração estudadas também estão em conformidade com a Portaria MS - 2914/2011.

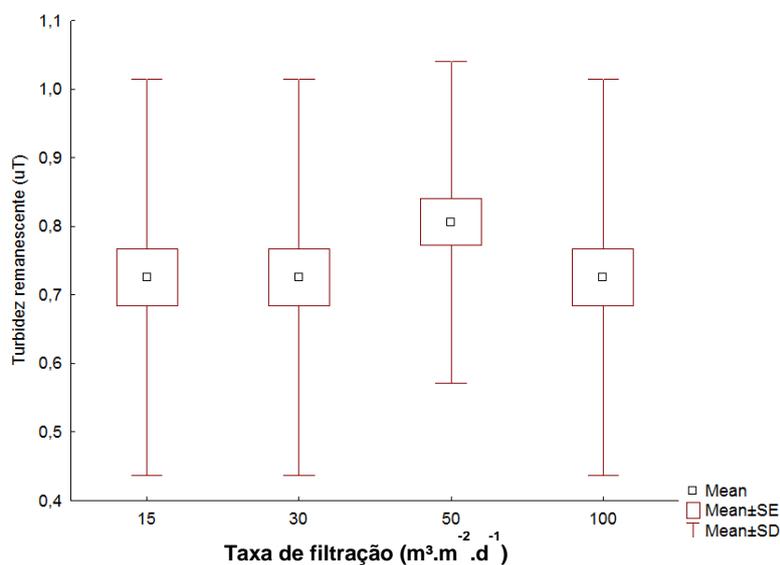


Figura 20: Box Plot de turbidez remanescente com o sulfato de alumínio e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48).

O gráfico de turbidez remanescente (Figura 20) mostra que não ocorreram diferenças significativas em relação às quatro taxas de filtração, todavia todas apresentam valores que estiveram em conformidade com a Portaria (2914/2011 – MS) que estabelece $VPM \leq 1$ uT.

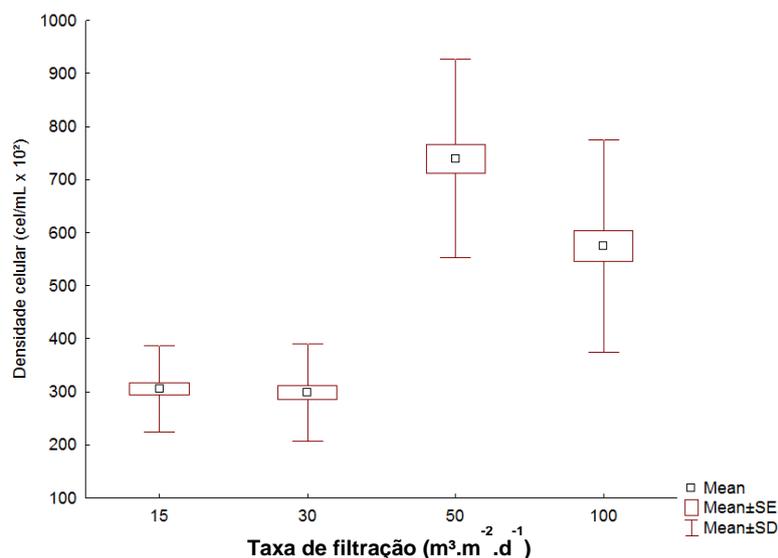


Figura 21: Box Plot de concentração celular remanescente com o sulfato de alumínio e as quatro taxas de filtração estabelecidas (n=48).

Na figura 21 observa-se que as taxas de filtração mais eficientes para remoção de células foram as de 15 e $30m^3.m^{-2}.d^{-1}$, corroborando que taxas de filtração mais lentas removem melhor as células.

Nas tabelas A-17, A-18, A-19 e A-20 do apêndice apresentam-se os resultados detalhados das variáveis nas águas pós-filtração com as quatro taxas de filtração testadas.

A eficiência total do sistema testado é mostrada na tabela 18.

Tabela 18: Eficiência média do sistema utilizando sulfato de alumínio.

Amostras	Parâmetros		
	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	Concentração celular (cel.mL ⁻¹)
AE	57,25	4,3	2,84E+05
AD	30,31	0,67	5,67E+04
% AE	47,6%	84,41%	78,7%
15m ³ m ⁻² .d ⁻¹	10,6	0,72	2,69E+04
% AE	81,48%	83,25%	90,5%
% AD	65%	0	52,55%
30m ³ m ⁻² .d ⁻¹	9,54	0,72	2,92E+04
% AE	83,33%	83,25%	89,71%
% AD	68,52%	0%	48,5%
50m ³ m ⁻² .d ⁻¹	15	0,80	7,39E+04
% AE	73,8%	81,4%	79,8%
% AD	50,51%	0%	0%
100m ³ m ⁻² .d ⁻¹	10,6	0,72	5,74E+04
% AE	81,48%	83,25%	74%
% AD	65%	0	0%

*Eficiência com referência em AE e AD

Os resultados das análises da toxina com o sulfato de alumínio revelam que não ocorreram rupturas das células após o tratamento com o coagulante como também por filtração por filtro de areia.

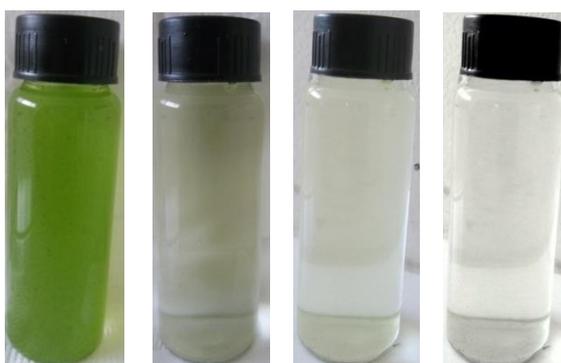


Figura 22: Amostra de água, A) Cultura pura; B) Água de estudo; C) Água Decantada com coagulante Sulfato de alumínio (SA); D) Água pós-filtração AFASA 30m³.m⁻².d⁻¹.

A figura 22, ilustra as densidades de células de *M. aeruginosa* em suspensão no cultivo, a AE, a AD e a água pós filtração com taxa de filtração $30\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ utilizando o sulfato de alumínio que obteve os melhores resultados dentre as taxas estudadas .

Para identificar se os processos de coagulação, floculação e sedimentação e filtração não produziram lise celular foi avaliada a concentração de toxina microcistina LR.

Da mesma maneira do cloreto férrico, os testes de quantificação das toxinas tiveram quatro réplicas, os valores médios apresentados na AE foi de $1,522 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, com mínima de $1,459 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ e máxima de $1,585 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, na AD o valor médio foi de $1,185 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, com mínima de $1,128 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ e máxima de $1,221 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ com uma remoção de 22,14%. O mesmo fato ocorrido com o cloreto, também foi observado para o sulfato, os valores dos efluentes dos FLAs foram irregulares para as taxas de filtração, em que alguns valores de microcistina-LR ficaram bem próximos da AD e outros inferiores e próximos ao limite de detecção indicado pelo fornecedor.

6 DISCUSSÃO

Como no tratamento convencional a eficiência do processo de coagulação influencia no desempenho das demais etapas do tratamento, ele requer coagulantes que sejam capazes de induzir uma melhor desestabilização das partículas coloidais e suspensas. Comumente são usados sais de alumínio ou ferro, que positivamente carregados ao reagirem com a água de estudo formarão ligações fortes com átomos de oxigênio, liberando átomos de hidrogênio, reduzindo o pH do meio. Todavia, dependendo da natureza da água e das propriedades dos coloides poderá ocorrer variações no comportamento da coagulação. Esse mecanismo foi claramente observado quando se adicionou à água de estudo aos coagulantes que foram utilizados no estudo, sulfato de alumínio ou cloreto férrico, no qual o pH inicial 8,5 e atingiu pH 7,5, para ambos.

Do mesmo modo que observado por Kawamura (1996) os melhores resultados com o cloreto férrico e o sulfato de alumínio foram obtidos com faixa de pH em torno de 7,5 e de 6 a 7,5, respectivamente. Mas, para este estudo foi usado com a faixa de segurança para ambos coagulantes o pH foi de 7,5 que garantiram entre as faixas os melhores resultados. Além disso, o pH influencia a formação dos flocos aumentando a velocidade de sedimentação. Chow et al (1998) relata em seus estudos que essa redução do pH pode ser devido a complexação do coagulante pelas células de *M. aeruginosa* como também pela atividade metabólica das células variando o pH durante o experimento.

Vale salientar que apesar da eficácia do coagulante cloreto férrico, ele não é eficaz para todos os tipos de algas e cianobactérias. Estudos de floculação realizados com algas (*Chlorella zofingiensis*) e cloreto férrico mostram que a floculação é ineficaz, independentemente da concentração de cloreto férrico, para valores de pH abaixo de 4,0, uma vez que as algas não carregam carga de superfície negativa suficiente para se associar com a espécie férricos catiônicos. O mesmo processo pode ser observado com as células de *M. aeruginosa* utilizadas neste trabalho, requerendo quantidades suficientes para obter floculação eficiente, assim promovendo uma sedimentação eficaz e conseqüentemente resultando numa melhor remoção de turbidez, cor aparente e concentração celular. Os flocos formados com as células de *M. aeruginosa*, foram

também maiores com cloreto férrico do que com sulfato de alumínio, Santiago (2008) obteve resultados semelhantes.

Diante de tantos trabalhos para remoção de cianobactérias e cianotoxinas por tratamento convencional serão abordados neste estudo.

Por ensaios de bancada Vlaski e seus colaboradores (1996) relataram que o desempenho da sedimentação é superior ao por ar dissolvido com o uso do cloreto férrico o que revela a eficiência da combinação do tipo de coagulante que forma maiores flocos e pH acelerando a sedimentação. Já Steffensen e Nicholson (1994) por processo de coagulação e flotação por ar dissolvido alcançaram remoções de 40-80% com *Microcystis*, 90-100% com *Anabaena* 30% com *Oscillatoria*, o fato dessa diferença de remoção entre as espécies deve-se a morfologia e organização delas no meio.

Trabalhos utilizando e comparando o comportamento dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio obtiveram a mesma eficácia que encontrado nesse estudo, ou seja, o cloreto férrico foi mais eficiente. De Julio et al (2010) com intuito de maximizar e otimizar os processos de coagulação/floculação durante o tratamento pra remover as células de cianobactérias (*Cylindrospermopsis* sp., *Aphanizomenon* sp. e *Oscillatoriales* sp.) obtiveram os mesmos resultados que este trabalho, no entanto, as dosagens foram bem superiores com 55mg.L⁻¹ para cloreto férrico e 70 mg.L⁻¹ para o sulfato de alumínio e a faixa de pH foi de 6,19 inferior a 7,5 desse estudo.

Ermel (2009) testando a eficácia de remoção de células de *M. aeruginosa* e *C. raciborskii* e utilizando os mesmos coagulantes deste estudo, relata que dosagens inferiores ao do presente trabalho e em torno de 15 a 30 mg.L⁻¹ em pH 5-6 com sulfato de alumínio atingiram 80% de remoção de células (com 13 mg.L⁻¹ e pH entre 5 e 6). Para *C. raciborskii* não houve resultados satisfatórios em nenhuma faixa de pH de coagulação e dosagem de sulfato de alumínio e de cloreto férrico. Essa baixa eficiência de remoção pode ser devida à morfologia dessas células (filamentosas) que são mais difíceis de sedimentar e atingiram como remoção máxima 30% em pH 5 com cloreto férrico e a mesma com o sulfato de alumínio, mas em pH 6.

Oliveira (2012) estudou em escala de bancada a eficiência de remoção de células inteiras de *Microcystis aeruginosa* com o sulfato de alumínio e obteve resultados de até 90% de remoção, todavia, as dosagens com as melhores eficiências foram acima de 45 mg.L⁻¹ e pH 5,5. Também Kawamura (2000) obteve resultados semelhantes aos discutidos por Oliveira (2012). Em nosso trabalho as dosagens acima de 40 mg.L⁻¹ já

alcançavam resultados excelentes, mas com relação ao pH não se conseguiam bons resultados.

Conforme Sun et al (2012), por processos sequenciais de coagulação, floculação e sedimentação a água foi filtrada em membrada de 0,45 μm e relataram remoção de 100% das células de *M. aeruginosa* o que pode ser devido ao tipo de AE como também ao coagulante cloreto de alumínio (AlCl_3) além de 30 min de sedimentação.

Experimento realizado por Chow e seus colaboradores (1998), utilizando uma dosagem 4,8 mg.L^{-1} de sulfato de alumínio e pH 6 -7, dosagem e pH bem inferiores ao estudado. Já com coagulante cloreto férrico observaram uma redução na liberação de microcistinas pelas células, já em 1999, observaram que na avaliação do impacto dos processos de tratamento convencionais nas células da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* confirmaram não ter ocorrido lise celular. Portanto, Chow et al (1998, 1999) evidenciaram que ambos os coagulantes não causaram danos à membrana celular e consequentemente a liberação da toxina, como também o ferro foi um nutriente limitante pelo fato de ao adicionar o cloreto férrico ocorreu um crescimento das espécies *Anabaena circinalis* e *Microcystis aeruginosa*; ausência do dano à membrana celular também foi observado nesse estudo.

Pádua (1994, *apud* LIBÂNIO, 2010) empregando água sintética com velocidade de sedimentação de 3,5 cm.min^{-1} mostrou que o emprego do cloreto férrico na dosagem ótima de 8 mg.L^{-1} proporcionou 95% de remoção de turbidez. Já com o sulfato de alumínio, a dosagem ótima aumentou para 18 mg.L^{-1} e a remoção foi inferior de 70%. Observa-se que o dobro da dosagem usada pelo cloreto férrico é a dosagem ótima utilizada pelo sulfato de alumínio, como também as porcentagens de remoção são bem diferenciadas e que o cloreto sempre é maior em outros estudos.

O tratamento convencional de água é um dos tipos de tratamento mais eficientes e de baixo custo e principalmente se os coagulantes são eficazes, todavia observa-se também que apesar de removerem bem as células não removem as toxinas liberadas. Segundo Drikas et al (2001), as células permaneciam intactas usando sulfato de alumínio, mas com dosagem de 65 mg.L^{-1} atingiram remoção de células de 70 a 83%; pode-se observar que dosagens sempre maiores que 45 mg.L^{-1} terão maiores remoções celulares. Para Teixeira e Rosa (2006), que utilizaram os coagulantes WAC7 e sulfato de alumínio relataram que ambos não causam danos às células, neste trabalho as dosagens foram bastante baixas com dosagem eficiente de 12 mg.L^{-1} Al_2O_3 e pH 6,4.

Dependendo do tipo de coagulante e morfologia celular, pode ocorrer rompimento da célula e conseqüentemente a liberação das toxinas. Determinados artigos relatam a ocorrência de lise celular, liberação de toxinas intracelulares e compostos que conferem gosto e odor à água, enquanto outros relatam não ter havido nenhuma liberação de tais compostos na água.

Da mesma forma que alguns trabalhos, Morais et al (2009) conseguiu uma eficácia superior a 90% com pH >6,5 e dosagem >8 mg.L⁻¹ removendo células de *M. aeruginosa* e com *C. raciborskii* com dosagens mais altas de 20 a 25 mg.L⁻¹ e pH 6,5 a 7,5, mesmo assim, comparando com os valores trabalhados nesse estudo as dosagens foram muito inferiores.

Dois estudos realizados no Brasil que avaliaram a eficiência de remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Oliveira, 2005 e Santiago, 2008) – e *Microcystis protocystis* (Santiago (2008) por sedimentação e flotação por ar dissolvido, em escala de bancada, utilizando o teste de jarros mostraram que Oliveira (2005, *apud* Di BERNARDO, 2010) conseguiram resultados excelentes para ambas as técnicas um pH de 5,5, apesar desse pH ter sido trabalhado e alcançado resultados bem consideráveis observamos que os melhores resultados como outros autores que quanto mais alcalino melhor é a eficácia do coagulante e conseqüentemente as outras etapas do tratamento. Já Santiago (2008) relata que seus melhores resultados foram obtidos com pH 7 e pH 7,5 e dosagens variáveis de sulfato de alumínio de 20 a 40 mg.L⁻¹, aproximando estes valores do que foi mostrado neste trabalho.

Observamos que de acordo com as espécies estudadas para remoção a variação do pH e dosagem de coagulante estão praticamente semelhantes. De acordo Edzwald e Wingler (1992, *apud* Di BERNARDO, 2010) a dosagem ótima do sulfato foi de 10 mg.L⁻¹ no pH 6,5 para remover duas espécies de algas por flotação, *Chrorella vulgaris* (clorofícea) e *Cyclotella* sp., o que se pode observar que não influencia muito a quantidade de coagulante usada em relação a espécie estuda.

Em relação à possível liberação da microcistina-LR que poderia ocorrer pela lise celular ao longo dos processos de coagulação, floculação, sedimentação e filtração por filtro de laboratório de areia, no presente estudo no houve aumento da concentração de toxina nas águas decantadas (AD) nem nas águas filtradas, o qual sugere que houve remoção de células inteira seja sem ruptura e se atribui esse resultado, principalmente, às condições controladas dos processos.

Alguns trabalhos como o de Hoeger et al (2004) que avaliaram a remoção de células e de cianotoxinas (microcistinas e saxitoxinas) através do tratamento convencional, no entanto, relataram um aumento de 17,5% de microcistina extracelular após filtração.

Morais (2012) avaliou técnicas convencionais de tratamento de água e notaram que neste trabalho houve remoção de microcistina ao longo do tratamento chegando a 54% após filtração, fato raro pois a filtração por areia não retém a toxina liberada pelas células. Já para a saxitoxina observou-se um aumento da concentração na água floculada em relação à mistura, devido ao rompimento dos filamentos de *C. raciborskii* na mistura rápida, com liberação da toxina na água. Quanto à remoção das cianotoxinas dissolvidas observou-se remoção limitada tanto da saxitoxina quanto da microcistina.

Estudando a associação da endotoxina com a cianobactéria e a remoção durante o tratamento de água em estações de tratamento com diferentes tipos de tratamento Rapala et al (2002), observaram que as concentrações de endotoxina de todo o sistema hidráulico estudado diminuiu. Nas duas estações de tratamento estudadas maior redução das endotoxinas (83-86%) ocorreram nos primeiros estágios (coagulação, decantação e filtração de areia) de purificação de água, o que comprova o quanto é eficiente o tratamento convencional de água.

Estudos como o de Keijola e colaboradores (1988) demonstraram que os processos convencionais são pouco eficientes na remoção de cianotoxina extracelular, diferentemente de outros autores. Eles avaliaram a remoção de anatoxina-*a* liberada por *Anabaena* utilizando os mesmos coagulantes do presente estudo. A remoção da anatoxina-*a* com sulfato foi de 14% e com o cloreto de 49%. Himberg et al (1989) relataram níveis baixos de remoção da microcistina, assim como Assis (2006), ao estudar a eficiência de remoção de microcistinas por flotação por ar dissolvido e utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico na coagulação, relatou que a remoção de toxinas extracelulares por ambos coagulantes não foi eficiente.

Alguns estudos, que mostram ineficiência na remoção de toxinas dissolvidas durante tratamento convencional de água em particular nas filtrações por filtros de areia (KEIJOLA, 1988, HART et al, 1998; CHOW et al, 1999; DRIKAS et al, 2001; OLIVEIRA (2005); TEIXEIRA e ROSA, 2006; SANTIAGO (2008) entre outros. Vários desses autores abordaram a ocorrência de lise celular nas diferentes etapas do tratamento, e a conseqüente liberação de cianotoxinas seguida sua degradação ao longo do tempo.

A autora Guimarães (2012) avaliando a remoção de saxitoxina no tratamento de água de um sistema convencional seguido de adsorção em colunas carvão ativado granular em nível de bancada, observou-se que ocorreu remoção de 7% após filtração por filtro de areia. Já Guerra (2012) tentando remover microcistina-LR de após a sedimentação com percentual de 14% e de até 7% após a filtração em areia. A autora relata que é possível que a água decantada tenha apresentado maior remoção que a filtração em areia devido a agregação da molécula de MC-LR aos flocos formados e até mesmo em função do pequeno volume de amostra coletada. Portanto, as etapas que compõem o tratamento convencional se mostraram pouco eficiente na remoção de microcistina-LR, sendo de fundamental importância à utilização do carvão ativado para atender os limites estabelecidos pela Portaria-MS 2914/2011.

No presente trabalho foi usada uma dosagem ótima de 40 mg.L^{-1} de coagulantes, para cloreto férrico e sulfato de alumínio e pH 7,25, observando-se baixos valores de turbidez remanescente (0,84 e 0,68 uT, respectivamente). Embora essa dose de coagulante para o sulfato de alumínio tenha favorecido baixa turbidez, na faixa de 0,68 uT para pH de 7,0-7,5, alguns trabalhos que utilizaram este mesmo coagulante e a mesma densidade celular de *M. aeruginosa*, estabeleceram dosagens ótimas de 4 mg.L^{-1} (PEREIRA, 2005), 12 mg.L^{-1} (TEIXEIRA e ROSA, 2006), 20 mg.L^{-1} (SANTIAGO, 2008), 30 mg.L^{-1} (SENS et al, 2004), 40 mg.L^{-1} (LIBÂNIO e LEAL, 2002) e 70 mg.L^{-1} (SALES et al, 2004). Pode ser que essa grande variabilidade se deva às propriedades particulares da água utilizada, seja pela presença de solutos dissolvidos ou mesmo diferentes temperaturas. Para o sulfato de alumínio o pH da solução parece ser a variável de maior importância, pois observou-se que as dosagens precisam ser aumentadas à medida que a solução se torna mais básica.

Portanto, o ideal é remover as células de cianobactérias intactas, pois elas retêm as toxinas no seu interior, a não ser que sejam rompidas durante o tratamento. Os resultados deste trabalho mostram que sob condições operacionais controladas de concentração de coagulantes e pH próximo ao neutro, os dois coagulantes testados não causam danos às membranas das cianobactérias, neste caso *M. aeruginosa*, permitindo a remoção das células inteiras.

7 CONCLUSÕES

Os dois coagulantes testados, cloreto férrico e sulfato de alumínio, na concentração 40 mg.L^{-1} e pH 7,5, nas condições operacionais usadas removeram satisfatoriamente cor aparente, turbidez e células de cianobactéria (*M. aeruginosa*). Avaliando a atuação dos dois coagulantes separadamente, observamos que tanto para o cloreto férrico quanto para o sulfato de alumínio a taxa de filtração que apresentou o melhor resultado foi de $30 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, no entanto, a taxa de filtração de $15 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, também obteve um excelência eficiência da remoção para as variáveis estudadas.

Comparando o desempenho dos coagulantes ressalta-se que com cloreto férrico obteve-se eficácia maior que com sulfato de alumínio na remoção de células inteiras (80,2%), turbidez (80,3%) e cor aparente (56,5%).

O aumento da taxa de filtração de 15 para $30 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, e de 50 para $100 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, no filtro não implicou em redução significativa na eficiência do sistema, todavia comparando as taxas de 15 e $30 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ com a de $100 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, observou-se que esta última teve baixa remoção das variáveis estudadas. Portanto, se deduz que quanto mais lenta for à taxa de filtração melhor será a remoção de células.

A ausência de aumentos nas concentrações de toxina extracelular (microcistina-LR) nas águas decantadas evidenciou que não houve ruptura celular (lise celular) nas etapas de coagulação, floculação e sedimentação.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT NBR 12216 - **Projeto de Estações de Tratamento de Água para Abastecimento Público**. Rio de Janeiro, 1992.

ABNT NBR 14724 - **Informação e documentação - Trabalhos acadêmicos - Apresentação**. Rio de Janeiro, 2011.

____ NBR 6023, **Informação e documentação – Referências – Elaboração**. Rio de Janeiro, 2002.

____ NBR 6024, **Informação e documentação – Numeração progressiva das seções de um documento escrito – Apresentação**. Rio de Janeiro, 2012.

____ NBR 6027, **Informação e documentação – Sumário – Apresentação**. Rio de Janeiro, 2013.

____ NBR 6028, **Informação e documentação – Resumo – Procedimento**. Rio de Janeiro, 2003.

____ NBR 6034, **Informação e documentação – Índice – Apresentação**. Rio de Janeiro, 2004.

ADIN, A. **Slow granular filtration for water reuse**. *Water Science Technology*, 3 (4) 123–130, 2003.

AESA, **Agência Executiva de Gestão das águas do Estado da Paraíba**. Disponível em: <www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em: 07 de abril de 2013, 2013.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th. APHA, 2005.

AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. **Rapid-mix design for mechanism of alum coagulation**. *Jornal AWWA*, 74(4): 200-216, 1982.

APELDOORN, M. E.; EGMOND, H. P.; SPEIJERS G. J.; BAKKER, G. J. I. **Toxins of cyanobacteria: Review**. *Molecular Nutritional Food and Research*, vol. 51, p 7-60, 2007.

ARBOLEDA, J. V. **Teoria y Pratica de la Purificacion del Agua**. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – ACODAL, 684 p., 1992.

ASSIS, R. S. S. **Remoção de *Microcystis aeruginosa* e Microcistinas por Flotação por Ar Dissolvido – Estudo em Escala de Bancada Utilizando Sulfato de Alumínio e Cloreto Férrico como Coagulantes**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 119 p., 2006.

AWWA, **Water Quality and Treatment**, A Handbook of Community Water Supplies, fifth ed., McGraw-Hill, USA, 2000.

AZEVEDO, S.M.F.O.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W.; NAMIKOSHI, M. **First report of microcystins from a brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa***. Journal of Applied Phycology, Dordrecht.v.6, n.3, p.261-265, 1994.

AZEVEDO, S. M. F. O., W. W. CARMICHAEL, et al. **Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil**. Toxicology 181–182(0): 441-446, 2002.

AZEVEDO, S. M. F. O., BRANDÃO, C. C. S. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília, Ministério da saúde, Fundação Nacional da Saúde, 2003.

BACKER, L. C., S. V. MCNEEL, et al. **Recreational exposure to microcystins during algal blooms in two California lakes**. Toxicon 55(5): 909-921, 2010.

BEAULIEU, S.E., SENGCO, M.R., ANDERSON, D.M. **Using clay to control harmful algal blooms: deposition and resuspension of clay/algal flocs**. Harmful Algae 4, 123e138, 2005.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas**. 4ªed, Artmed, Porto Alegre, 2007.

BENHARDT, H.; CLASEN, J. **Flocculation of microorganisms**. Journal Water SRT – Aqua, 40(2); pp. 76-86, 1991.

BENHARDT, H. e CLASEN, J. **Investigations into the flocculation mechanisms of small algal cells**. Journal Water SRT – Aqua, 43(5); pp. 222-232, 1994.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C; SANTOS, D. M. S; MOURA, N. A. **Toxic cyanobacteria in reservoirs in northeastern Brazil: detection using a molecular method**. Brazilian Journal Biology, vol.70, n. 4, 1005-1010, 2010.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. 3ed Copyright: New Jersey, 2005.

BRANDÃO, C.C. S.; WICCHETECK, G. K.; MELLO, O.M. T.; Di BERNARDO, L.; GALVIS, C.C.; VERAS, L. R. V. **Remoção de algas por múltiplas etapas**. Anis do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Paraíba, Brasil, 11-27, 1998.

BRATBY J. **Coagulation and Flocculation with na Emphasis on Water and Wastewater Treatment**. Uplands Press Ltd., Croydon, England, 1980.

BOTERO, W. G., A. D. SANTOS, et al. **Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola**. Química Nova 32: 2018-2022, 2009.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria 518/2004. Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano**. Brasília, DF, 2004.

BRASIL. **Portaria nº 2914 de 12 de dezembro do Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo**

humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União; Poder executivo, Brasília, DF, 14 dez. 2011, Seção 1, 39-46, 2011.

CARMICHAEL, W. W. **Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins.** Journal Appl. Bact.,v. 72, p. 445-459, 1992.

CARMICHAEL, W.W. **The toxins of Cyanobacteria.** Scientific American, 270 (1), p. 78-86, 1994.

CARMICHAEL, W. W. **Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The Cyano HABs.** Human and Ecological. Risk Assessment, v. 75, p. 1393 – 1407, 2001.

CHEN, J.J., YEH, H.H., TSENG, I.C. **Effect of ozone and permanganate on algae coagulation removal – pilot and bench scale tests.** Chemosphere 74: 840–846, 2009.

CHORUS, I. e BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water,** A guide to public health consequences, monitoring and management, E and FN Spon on behalf of WHO. London.p. 416, 1999.

CHOW, C. W. K., J. HOUSE, R. M. A. VELZEBOER, M. DRIKAS, M. D. BURCH D. A. STEFFENSEN. **The effect of ferric chloride flocculation on cyanobacterial cells.** Wat.Res. V. 32, N. 3, pp. 808-814, 1998.

CHOW, C.W. K; DRIKAS, M.; HOUSE, J.; BURCH, M.D.; VELZEBOER, R. M.A.**The impact of conventional water treatment processo on cells of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*.** Water Research.v.33, n15, 3253-3262, 1999.

CODD, G.A.; MORRISONZ, L.F.; METCALF, J.S. **Cyanobacterial toxins: risk management for health protection.** Toxicology and Applied Pharmacology. v.203, p.264–272, 2005.

COOKE, G.D., WELCH, E.B., PETERSON, S.A., NICHOLS, S.A. **Restoration and Management of Lakes and Reservoirs.**CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, USA, 2005.

CONLEY, D.J; PAERL, H. W., HOWARTH R. W., BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.,HAVENS, K. E., LANCELOT, C, LIKENS, G. E. **Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus**Science Magazine 20 Vol. 323 no. 5917 pp. 1014-1015, February, 2009 DOI: 10.1126/science.1167755

DALY, R.I.; HO, L.; BROOKES, J.D. **Effect of chlorination on *Microcystis aeruginosa* cell integrity and subsequent microcystin release and degradation.**Environmental Science Technology 41 4447–4453, 2007.

De JULIO, M., FIORAVANTE, D. A., SELHORST FILHO, O.; GRAHAM, N. J.D. **Remoção de cianobactérias de água proveniente de manancial Brasileiro eutrofizado, utilizando os diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio e PAC.** Engenharia Civil UM, n. 37, 2010.

De JULIO, M., FIORAVANTE, D. A., De JULIO, T. S.; OROSKI, F. I.; GRAHAM, N. J.D. **A methodology for optimising the removal of cyanobacteria cells from a**

brazilian eutrophic water. Brazilian Journal of Chemical Engineering, Vol. 27, No. 01, pp. 113 - 126, January - March, 2010.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de tratamento de água.** Associação Brasileira de engenharia sanitária e ambiental – ABES 148 Vol. 1 e 2, Rio de Janeiro, 1993.

DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento.** 1. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 1. 127p . 1995.

DI BERNARDO, L.; Di BERNARDO, A. S.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de tratabilidade de águas e dos resíduos gerados em Estações de Tratamento de Água.** São Carlos, RiMa, p. 237, 2002.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2ª ed. São Carlos: Rima, p. 792, 2005.

DRIKAS, M.; C., CHRISTOPHER W. K.; HOUSE, J.; BURCH, M. D. **Using coagulation, flocculation, and settling to remove toxic cyanobacteria.**Journal AWWA, vol.93, ed.2, p.100- 111, 2001.

EDZWALD, J.K.; WALSH, J.P.; KAMINSKI, G.S.; DUNN, H.J. **Flocculation and air requirements for dissolved air flotation,** J. Am.Water Works Association.84 (3), 92–100, 1992.

ERMEL, A. V. B. **Análise da lise de células de *Microcystis aeruginosa* e de *Cylindrospermopsis raciborskii* e da liberação e degradação de cianotoxinas em função do tempo de armazenamento do lodo em decantadores.** Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM 128/2009, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 118p., 2010.

EHRET, D.L.; ALSANIUS, B.; WOHANKA, W.; MENZIES, J.G.;UTKHEDE, R. **Disinfestation of recirculating nutrient solutions in greenhouse horticulture.** Agronomie **21**: 323–339, 2001.

FLATEN, T. P. **Aluminium as a risk factor in Alzheimer’s disease, with emphasis on drinking water.** Brain Research Bulletin 55(2): 187-196, 2001.

FUNARI, E. e TESTAI, E. **Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure.** Critical Reviews in Toxicology 38(2): 97-125, 2008.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano.** – Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, p.56, 2003.

GUERRA, A.B. **Avaliação em escala de bancada do emprego de carvão ativado granular na remoção de microcistina-LR na potabilização de águas eutrofizadas do semiárido nordestino.** Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, 93p., 2012.

- GUIMARÃES, H. R. C. **Avaliação da remoção de saxitoxina no tratamento de água de abastecimento em sistema convencional seguido de adsorção em carvão ativado granular (cag).** Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, 77p., 2012.
- HARADA, K. I.; OHTANI, I.; IWAMOTO, K.; SUZUKI, M.; WATANABE, M.F.; WATANABE, M.; TERAOKA, K. **Isolation of cylindrospermopsin from a cyanobacterium *Umezakianatans* and its screening method.** *Toxicon*, v. 32, p.143–150, 1994.
- HART, J.; FAWEL, J. K.; CROLL, B. **The fate of both intra and extracellular toxins during drinking water treatment.** *Water Supply* 16 (1/2), 611-616, 1998.
- HAVENS, K. **Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs.** H. K. Hudnell, Springer New York. 619: 733-747, 2008.
- HELLER, L.; PÁDUA, V.L. **Abastecimento de água para consumo humano.** Ed:UFMG, Belo Horizonte, 2006.
- HENDERSON, R. K.; BAKER, A.; PARSONS, S. A.; JEFFERSON, B. **Characterization of algogenic organic matter extracted from cyanobacteria, green algae and diatoms.** *Water Research*, v. 42, p. 3435 – 3445, 2008.
- HENDERSON, R. K., S. A. PARSONS, JEFFERSON, B. **The impact of differing cell and algogenic organic matter (AOM) characteristics on the coagulation and flotation of algae.** *Water Research* 44(12): 3617-3624, 2010.
- HENG, L., N. JUN, WEN-JIE H, GUIBAI L. **Algae removal by ultrasonic irradiation–coagulation.** *Desalination* 239(1–3): 191-197, 2009.
- HIMBERG, K., A. M. KEIJOLA, LEENA HIISVIRTA, HEIKKI PYYSSALO, KAARINA SIVONEN. **The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: A laboratory study.** *Water Research* 23(8): 979-984, 1989.
- HO, L.; SOWADE, E.; NEWCOMBE, G. **Biological treatment options for cyanobacteria metabolite removal- A review,** *Water Research*, 46, 1536-1548, 2012.
- HOEGER, S.J et al. **Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in two Australian drinking water treatment plants.** *Toxicon*. n.43, p. 639–649, 2004.
- HUISMAN, L. E. W. E. WOOD. **Slow sand filtration.** World Health Organization, 122 p., 1974.
- IBGE. **Normas de apresentação tabular.** 3. ed. Rio de Janeiro, 1993.
- JANČULA, D.; MARŠÁLEK, B. **Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms.** *Chemosphere* 85, 1415–1422, 2011.
- JUN, H-B., LEE, Y-J., LEE, B-D., KNAPPE, D. R. U. **Effectiveness of coagulants and coagulant aids for the removal of filter-clogging *Synedra*.** *Journal Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 50(3), 135-148, 2001.

JURCZAK, T. et al. **Elimination of microcystins by water treatment processes - examples from Sulejow Reservoir, Poland.** Water Research. v.39, p.2394–2406, 2005.

KARJALAINEN, M.; REINIKAINEN, M.; SPOOF, L.; MERILUOTO, J.A.O.; SIVONEN, K.; VITASALO, M. **Trophic Transfer of Cyanobacterial Toxins from Zooplankton to Planktivores: Consequences for Pike Larvae and Mysid Shrimps.** Environmental Toxicology, 20, 354-362, 2005.

KAWAMURA, S. **Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities.** 2^a ed. John Wiley e Sons, Inc., E.U.A., 74-104, 2000.

KEIJOLA, A. M., HIMBERG, K., ESALA, A.L., SIVONEN, K. E HIISVIRTA, L. **Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: laboratory and pilot scale experiments.** Toxicity Assessment: An International Journal3, p. 643-656. 1988.

KOMÁREK, J. **Cocoid and colonial cyanobacteria.** Freshwater Algae of North America. Copyright, Elsevier Science (USA), 2003.

KUIPER-GOODMAN; T, I. FALCONER; J. FITZGERALD. **Human health aspects.** In: CHORUS, I.; J BARTRAM (Ed.). Toxic cyanobacteria in water: a guide line to public health significance, monitoring and management. London and New York: World Health Organization, 1999. p. 113-154, 1999.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G. Y. **Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate.** Journal of Hazardous Materials, v. 129, n. 1/3, p. 80-100, 2006.

KURODA, E. K. **Remoção de células e subprodutos de *Microcystis* spp. Por dupla filtração, oxidação e adsorção.** Tese (Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos). Universidade de São Paulo, 267 p, 2006.

LEAL, F. C. T e LIBÂNIO , M. **Estudo da remoção da cor por coagulação química no tratamento convencional de águas de abastecimento.** Revista de engenharia sanitária e ambiental Vol. 7 - Nº 3 - jul/set 2002 e Nº 4 - out/dez 2002, 117-128, 2002.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento da água.** Campinas, Átomo, 2010.

LOGSDON, G.S. AND J.C. HOFF. **Barriers to the transmission of waterborne disease,** pp. 255–276. In G.F. Craun (ed.), CRC Waterborne Diseases in the United States CRC Press, Boca Raton, Florida, 1986.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P.V.; CLARK, D. P. **Microbiologia de Brock.** 12^o Ed. Arned, 1128 p. 2010.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. **Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk.** Toxicon, 39(7), 1077-1085, 2001.

McDOWALL, B., HOEFEL, D., NEWCOMBE, G., SAINT, C.P., HO, L., **Enhancing the biofiltration of geosmina by seeding sand filter columns with a consortium of geosmin-degrading bacteria.** *Water Research* 43(2) 433-440, 2009.

MELO, A. E. S. “**Avaliação da Filtração Lenta na Remoção de Células de *Cylindrospermopsis Raciborskii* e Saxitoxinas**”. Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade de Brasília (UnB) – Programa em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2006. 178 p.: il. 2006.

METCALF, J. S. e CODD, G. A. **Cyanobacterial toxins (cyanotoxins) in water. A review of current knowledge.** *Water Research* , 2004.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. **Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas.** *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, p. 229-246, 2009.

MORAIS, P., CHÍCHARO, M.A. & CHÍCHARO, L. **Changes in a temperate estuary during the filling of the biggest European dam.** *Science of the Total Environment*, Vol. 407, No. 7, pp. 2245-2259, ISSN 0048-9697, March, 2009.

MORAIS, A. A. **Avaliação de técnicas convencionais de tratamento de água para consumo humano na remoção de cianobactérias e cianotoxinas e processos oxidativos para remoção de microcistina.** Tese de doutorado. Viçosa-MG, p. 159, 2012.

NEWCOMBE, G; NICHOLSON, B. **Water treatment options for dissolved cyanotoxins.** *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, v. 53, p.227-239, 2004.

OLIVEIRA, S. N. **Remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina–LR por coagulação, floculação, sedimentação e filtração seguida de coluna de carvão ativado granular.** Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, 84p., 2012.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. **Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms.** *Environmental Microbiology Reports* 1, 27e37, 2009.

PAERL, H. W.; HALL, N. S.; CALANDRINO, E. S. **Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change.** *Science of the Total Environment* 409, 1739 e1745, 2011.

PATERNIANI, J. E. S.; CONCEIÇÃO, C. H. Z. **Eficiência da pré-filtração lenta no tratamento de água para pequenas comunidades rurais.** *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, v. 1, n. 1, p. 17-24, 2004.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada.** Dissertação de Mestrado, São Carlos-SP, 337p., 2001.

PEREIRA, G. G. **Remoção de células de *Microcystis* sp. Por pré-cloração, coagulação, filtração direta e pós-cloração em escala de bancada.** Dissertação de mestrado. São Carlos, 2005.

PLUMMER, J. D.; EDZWALD, J. K. **Effects of chlorine and ozone on algal cell properties and removal of algae by coagulation.** J. Water Supply Res. Technol. 51 307–318, 2002.

RAPALA, J. LAHTI, K.; RÄSÄNEN, L. A. ESALA, A.L; NIEMELÄ, S. I.; SIVONEN, K. **Endotoxins associated associated with cyanobacterial and their removal during drinking water treatment.** Water Research 36, p. 2627-2635, 2002.

RIBEIRO, F. L. M. **Quantificação e caracterização química da ETA Itabirito - MG.** Dissertação (mestrado). Pró- água, Universidade de Ouro Preto, 2007.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento d água: tecnologia atualizada.** São Paulo: Blucher, 1991.

REYNOLDS, C. S. **Vegetation Processes in the Pelagic:A model for ecosystem theory.** Germany: Ecology Institute, 1997.

REYNOLDS, C.S. **Ecology of phytoplankton.** Cambridge University Press, Cambridge, 2006.

SÁ, J.C. **Remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina pelo processo de filtração lenta.** Dissertação de Mestrado em Tecnologia ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM-48/02, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, p.115, 2002.

SÁ, J.C. **Influência das características da camada filtrante e da taxa de filtração lenta em areia.** Tese de Doutorado em Tecnologia ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM-02/06, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, p.186, 2006.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. **Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil.**Nova Hedwigia, v. 71, p. 359–385, 2000.

SANT'ANNA, C.; AZEVEDO, M. T. P.; WERNER, V. R.; DOGO, C. R.; RIOS, F. R.; CARVALHO, L. R. **Review of toxic species of cyanobacteria in Brasil.**Algogenical Studies, v. 126, p. 359-385, 2008.

SANTIAGO, L. M. **Remoção de células de cianobactérias por processos de sedimentação e flotação por ar dissolvido: avaliação em escala de bancada.** Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais,141p, 2008.

SHEN, Q.; ZHU, J.; CHENG, L.; ZHANG, J.; ZHANG, Z.; XU, X. **Enhanced algae removal by drinking water treatment of chlorination coupled with coagulation.** Desalination 271(1–3): 236-240, 2011.

SHIN J. Y., SPINETTE RF, O'MELIA C. R. **Stoichiometry of coagulation revisited.** Environmental Science Technology 42(7):2582–2589, 2008.

SIDDIQUI, M.S.; AMY, G.L.; MURRY, B.D. **Ozone enhanced removal of natural organic matter from drinking water sources.** Water Research 31 3098–3106, 1997.

SMETHURST, G. **Basic water treatment for application world-wide.** Thomas Telford, London, 1988.

SIVONEN, K. E JONES, G. **Cyanobacterial toxins.**In: Chorus, I.; Bartram, J. (ed.). Toxic cyanobacteria in water. London: E and FN Spon. Toxic cyanobacteria in water. London: E and FN Spon, 41-112p., 1999.

SCHMIDT, H.W.; WILLMITZER, K. BORNMANN, J. PIETSCH, **Production of drinking water from raw water containing cyanobacteria - Pilot plant studies for assessing the risk of microcystin breakthrough,** Environmental Toxicology. 17 375–385, 2002.

STEFFENSEN, D. A.; NICHOLSON, B.C. **Toxic cyanoabcteria current status of research and management.**Procedings of na internaciotional Workshop Adelaide, Austrália, p.172, 1994.

SUN, F.; HAI-YAN PEI.; WEN-RONG HUA.; CHUN-XIA MA. **The lysis of *Microcystis aeruginosa* in AlCl₃ coagulation and sedimentation processes.** Chemical Engineering Journal p. 196–202, 2012.

SVIRC~EV, Z., BALTIC´ , V. **Cyanobacteria and Human Health.** Abstract Book. Academy of Studenica, Novi Sad., 2011.

TAKAARA, T.; SANO, D.; KONNO, H.; OMURA, T. **Cellular proteins of *Microcystis aeruginosa* inhibiting coagulation with polyaluminum chloride.**Water Research, v. 41 p. 1653 – 1658, 2007.

TEIXEIRA, M. G. L. C.; COSTA, M. C. N.; CARVALHO, V. L. P.; PEREIRA, M. S. e HAGE, E. **Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil.**Bulletin of Paho, 27(3): 244-253, 1993.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. **Microcystins removal by nanofiltration membranes.** Separation and Purification Technology 46(3): 192-201, 2005.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. **Integration of dissolved gas flotation and nanofiltration for *M. aeruginosa* and associated microcystins removal.**Water Research 40(19): 3612-3620, 2006.

TEIXEIRA, M. R.; SOUSA, V.; ROSA, M. J. **Investigating dissolved air flotation performance with cyanobacterial cell sand filaments.**Water Research 44,3337–334, 2010.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C.L. ***Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico,** São Paulo, SP, Brasil. Revista Brasileira de Botânica, v.26, n.1, p.97-112, 2003.

VLASKI, A.N. VAN BREEMEN, G.J. ALAERTS, **Optimisation of coagulation conditions for the removal of cyanobacteria by dissolved air flotation or sedimentation,** J.Water Supply: Res. Technol.—AQUA 45 (5) 253– 261,1996.

VOLLENWEIDER, R.A. **Eutrophication – a global problem**.WHO, Water Quality Bulletin, 6, 1981.

VOLLENWEIDER, R.A. **Scientific fundamentals of eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphores as factors in eutrophication**.Technical Report, DAS/CSI/68.27., O.E.C.D., Paris, 1968.

WHO.**Guidelines for Drinking Water Quality**.World Health Organization.Geneva, 2003.

WHO.**Guidelines for Drinking Water Quality**.World Health Organization.Geneva, 2011.

WYATT, N. B.; GLOE, L. M. ; BRADY, P. V.; HEWSON, J. C.; GRILLET, A. M.; HANKINS, M. G. POHL, P. I. **Critical Conditions for Ferric Chloride-Induced Flocculation of Freshwater Algae**. Biotechnology and Bioengineering, Vol. 109, No. 2, February, 2012.

WU, C.D.; XU, X.J., LIANG, J.L.; WANG, Q.; DONG, Q.; LIANG, W.L. **Enhanced coagulation for treating slightly polluted algae-containing surface water combining polyaluminum chloride (PAC) with diatomite**. Desalination 279 140–145, 2011.

UTERMÖHL, H. **Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik**. Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1-38, 1958.

ZAMYADI A., MACLEOD S.L., FAN Y., MCQUAID N., DORNER S., SAUVÉ, S., PRÉVOST, M. **Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: a monitoring and treatment challenge**.Water Research 46 1511–1523, 2012.

ZHOU X, MENG Y, MA H, TAO G. **Method for determination of microcystin-leucinearginine in water samples based on the quenching of the fluorescence of bioconjugates between CdSe/CdS quantum dots and microcystin-leucine-arginine antibody**. Microchimica Acta 173, 259-266, 2011.

YANG, J.W. M., YU, Z.L. LI, Z.H. GUO, M. BURCH, T.F. LIN, **Taihu Lake not to blame for Wuxi's woes**, Science 319, 158, 2008.

APÊNDICES

Tabela ApêndiceA-1: Resultados detalhados da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios preliminares com cloreto férrico.

Parâmetros	pH	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL ⁻¹)
	8,56	3,18	22	2,97E+05
	8,54	3,2	22	2,89E+05
	8,56	3	19	2,40E+05
	8,58	4,1	26	3,56E+05
Média	8,56	3,37	22	2,96E+05
Máximo	8,58	4,1	26	3,56E+05
Mínimo	8,54	3	19	2,40E+05
Desvio padrão	± 0,01	± 0,42	± 2,48	± 4,11E+04

Tabela ApêndiceA-2: Resultados dos ensaios preliminares realizados com cloreto férrico.

Ensaio 1

pH	Dosagem (mg.L ⁻¹)	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL ⁻¹)
5,5	10	3,65	51	1,25E+05
5,5	20	1,94	33	1,23E+05
5,5	30	1,05	19	1,96E+04
5,5	40	1	15	1,98E+05
5,5	50	1	12	1,70E+04
5,5	60	1	19	3,33E+04

Ensaio 2

6,5	10	3,06	61	2,10E+05
6,5	20	1,98	26	2,21E+05
6,5	30	1,345	19	1,54E+04
6,5	40	1,12	15	1,06E+04
6,5	50	1	12	8,56E+03
6,5	60	1,12	12	4,22E+03

Ensaio 3

7,5	10	2,575	44	2,71E+05
7,5	20	1,94	29	2,24E+05
7,5	30	1,41	8	1,65E+05
7,5	40	1,255	8	1,33E+05
7,5	50	1,235	8	4,28E+04
7,5	60	0,3	1	2,13E+04

Ensaio 4				
8,5	10	3,62	22	1,76E+04
8,5	20	2,865	15	2,49E+04
8,5	30	1,88	19	1,55E+04
8,5	40	1,605	15	1,93E+04
8,5	50	1,39	15	1,05E+05
8,5	60	1	15	6,68E+04

Tabela ApêndiceA-3: Valores detalhados da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios de coagulação usando as melhores dosagens do coagulante (n=4).

Parâmetros	pH	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
	8,5	4,4	57	3,27E+05
	8,5	4	55	3,19E+05
	8,6	4,6	59	3,35E+05
	8,6	4	56	3,20E+05
Média	8,55	4,25	56,75	3,25E+05
Máximo	8,6	4,6	59	3,35E+05
Mínimo	8,5	4	55	3,19E+05
Desvio padrão	±0,05	±0,25	±1,47	±6,4E+03

Tabela ApêndiceA-4: Valores detalhados de turbidez, cor aparente e concentração de *M. aeruginosa* na água decantada, utilizando as melhores dosagens de cloreto férrico e os melhores valores de pH de coagulação.

Ensaio 1				
pH	Dosagem (mg.L⁻¹)	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
5,5	30	1,11	16	1,00E+04
5,5	30	1,15	19	1,03E+05
5,5	30	1,15	19	1,20E+04
5,5	30	1,11	12	1,00E+05
5,5	30	1,1	16	1,10E+04
5,5	30	1,15	19	1,05E+05
Ensaio 2				
5,5	40	1,1	16	1,31E+04
5,5	40	1	16	1,20E+04
5,5	40	1,2	19	1,59E+04

5,5	40	1	19	1,16E+04
5,5	40	1,2	19	1,12E+04
5,5	40	1,4	26	2,78E+05
Ensaio 3				
7,5	20	1	12	1,06E+04
7,5	20	1,08	22	2,23E+05
7,5	20	1,05	19	1,12E+04
7,5	20	1,03	19	1,07E+04
7,5	20	1	19	1,17E+04
7,5	20	0,8	12	1,00E+04
Ensaio 4				
7,5	40	0,59	8	1,41E+04
7,5	40	0,6	12	1,90E+04
7,5	40	0,8	12	1,56E+04
7,5	40	1,07	19	1,22E+05
7,5	40	0,82	12	1,49E+04
7,5	40	1	16	3,13E+04

Tabela ApêndiceA-5: Resultados detalhados da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com cloreto férrico pH 8,5 a 25°C (n=8).

Parâmetros	pH	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
	8,5	4,1	49	3,67E+05
	8,5	4,2	67	4,33E+05
	8,6	4	67	3,15E+05
	8,5	4	68	3,20E+05
	8,6	4,5	38	3,41E+05
	8,5	4,3	40	2,39E+05
	8,6	4,6	63	3,54E+05
	8,6	4,5	67	3,07E+05
Média	8,55	4,275	57,375	3,35E+05
Máximo	8,6	4,6	68	4,33E+05
Mínimo	8,5	4	38	2,39E+05
Desvio padrão	±0,05	±0,22	±12,09	±8,59E+03

Tabela ApêndiceA-6: Resultados detalhados da caracterização das águas decantada (AD) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com cloreto férrico pH 7,5 a 25°C (n=16).

Parâmetros	pH	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
	8,5	0,94	21	7,76E+04
	8,5	0,89	26	6,50E+04
	8,6	0,83	24	6,66E+04
	8,5	0,8	22	6,90E+04
	8,6	0,8	22	6,72E+04
	8,5	0,85	21	6,30E+04
	8,6	0,82	24	6,71E+04
	8,6	0,84	22	6,43E+04
	8,5	1	26	7,10E+04
	8,5	0,7	29	6,60E+04
	8,6	0,8	28	7,34E+04
	8,5	0,85	28	6,81E+04
	8,6	0,9	21	5,20E+04
	8,5	1	26	6,45E+04
	8,6	0,7	28	5,83E+04
	8,6	0,8	31	6,85E+04
Média	8,55	0,845	24,93	6,64E+04
Máximo	8,6	1	31	7,76E+04
Mínimo	8,5	0,7	21	5,20E+04
Desvio padrão	±0,05	±0,08	±3,15	±5,62E+03

Tabela ApêndiceA-7: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de areia com cloreto férrico e taxa de filtração de 15 m³.m⁻².d⁻¹.

Cor aparente remanescente (uH)	Turbidez remanescente (uT)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
15	0,9	3,52E+04
5	0,9	3,59E+04
19	0,8	2,67E+04
8	0,9	3,09E+04
5	0,9	3,55E+04
1	0,9	2,67E+04
15	0,9	3,52E+04

15	0,9	2,52E+04
19	0,8	3,01 E+04
12	0,8	3,67 E+04
8	0,9	2,60 E+04
8	0,8	2,15 E+04
15	0,13	2,21 E+04
12	0,9	3,32 E+04
19	0,9	3,09 E+04
8	0,9	3,87 E+04
5	0,8	2,04E+04
5	0,8	1,10E+04
19	0,9	1,30E+04
12	0,9	4,07 E+04
15	0,9	3,69 E+04
8	0,8	4,12 E+04
8	0,8	1,09 E+04
8	0,9	1,45 E+04
15	0,8	1,75 E+04
13	0,9	3,75 E+04
15	0,9	3,15 E+04
12	0,9	3,65 E+04
15	0,9	2,97 E+04
12	0,8	3,67 E+04
13	0,8	2,90 E+04
12	0,9	2,81 E+04
12	0,9	2,75 E+04
13	0,9	2,75 E+04
10	0,9	3,79 E+04
15	0,8	2,83 E+04
15	0,8	3,94 E+04
13	0,8	3,86 E+04
15	0,9	3,22 E+04
12	0,9	4,16 E+04
15	0,8	3,0 E+04
12	0,8	3,91 E+04
13	0,9	3,74 E+04
12	0,9	4,08 E+04
12	0,9	3,43 E+04
13	0,9	3,02 E+04
10	0,9	3,81 E+04
15	0,9	2,13 E+04

Tabela ApêndiceA-8: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de areia com cloreto férrico e taxa de filtração de $30\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

Cor aparente remanescente (uH)	Turbidez remanescente (uT)	Densidade celular (cel.mL^{-1})
19	0,8	4,48 E+04
21	0,9	6,15 E+04
28	0,9	9,24 E+04
15	0,9	5,22 E+04
19	0,8	6,24 E+04
13	0,9	4,75 E+04
13	0,11	4,32 E+04
12	0,7	4,13 E+04
12	0,7	4,37 E+04
12	0,8	4,05 E+04
17	0,8	5,86 E+04
19	0,9	5,01 E+04
10	0,9	3,53 E+04
3	0,9	2,02 E+04
10	0,9	3,67 E+04
13	0,8	4,76 E+04
12	0,8	4,91 E+04
12	0,8	4,0 E+04
12	0,9	4,74 E+04
13	0,9	4,98 E+04
12	0,8	3,94 E+04
10	0,9	2,34 E+04
15	0,8	5,82 E+04
10	0,8	2,93 E+04
10	0,9	2,75 E+04
6	0,9	1,86 E+04
8	0,9	2,03 E+04
8	0,9	2,11 E+04
10	0,8	2,89 E+04
8	0,8	2,14 E+04
12	0,9	3,56 E+04
10	0,8	2,19 E+04
8	0,8	2,37 E+04
10	0,9	2,46 E+04

12	0,8	3,95 E+04
8	0,9	2,06 E+04
10	0,9	2,74 E+04
6	0,9	1,79 E+04
8	0,9	2,09 E+04
8	0,9	2,49 E+04
10	0,9	2,54 E+04
8	0,9	2,71 E+04
12	0,9	4,11 E+04
10	0,9	4,01 E+04
8	0,8	2,43 E+04
10	0,8	2,16 E+04
12	0,8	4,03 E+04
8	0,8	2,31 E+04

Tabela ApêndiceA-9: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de areia com cloreto férrico e taxa de filtração de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Cor aparente remanescente (uH)	Turbidez remanescente (uT)	Densidade celular ($\text{cel} \cdot \text{mL}^{-1}$)
12	0,7	3,68 E+04
15	0,6	3,09 E+04
22	0,6	5,79 E+04
21	0,7	4,03 E+04
15	1	5,99 E+04
22	1	4,66E+04
26	0,6	5,87E+04
22	0,8	6,83 E+04
19	0,7	5,89 E+04
15	1	4,85 E+04
33	0,8	3,13 E+04
24	0,8	7,54 E+04
29	1	6,03 E+04
26	1	6,97 E+04
22	1	6,23 E+04
15	0,7	6,0 E+04
26	0,7	3,54 E+04
21	0,7	6,73 E+04
26	1	5,98 E+04
22	1	7,65 E+04

17	0,6	6,15 E+04
31	0,8	4,32 E+04
26	0,7	7,30 E+04
26	0,6	7,87 E+04
28	0,8	8,0 E+04
26	0,7	7,76 E+04
21	0,6	7,50 E+04
26	0,8	6,43 E+04
19	0,7	7,61 E+04
19	0,7	3,73 E+04
24	0,8	4,0 E+04
17	0,6	7,84 E+04
26	1	4,50 E+04
22	1	7,84 E+04
26	1	6,46 E+04
24	0,8	7,75 E+04
21	0,8	7,91 E+04
29	0,7	6,79 E+04
26	0,6	8,51 E+04
24	0,6	7,52 E+04
24	0,7	7,90 E+04
19	0,7	7,66 E+04
19	0,8	4,97 E+04
24	0,6	5,0 E+04
17	0,6	8,12 E+04
19	0,8	4,81 E+04
21	0,8	5,31 E+04
13	1	5,72 E+04

Tabela ApêndiceA-10: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro laboratório de areia com cloreto férrico e taxa de filtração de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Cor aparente remanescente (uH)	Turbidez remanescente (uT)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
17	0,7	3,72 E+04
17	0,6	4,55 E+04
12	0,6	3,42 E+04
19	0,6	5,07 E+04
12	0,6	4,48 E+04
15	0,7	4,01 E+04
17	0,7	6,48 E+04
13	0,8	3,76 E+04
15	0,9	4,23 E+04
19	1	6,85 E+04
15	1,2	4,67 E+04
22	1,3	7,82 E+04
22	1,3	7,43 E+04
19	1	6,54 E+04
12	1	4,35 E+04
12	1	4,60 E+04
19	0,8	7,0 E+04
26	0,9	9,12 E+04
17	0,8	4,75 E+04
8	0,9	2,51 E+04
13	0,8	3,80 E+04
17	0,9	5,03 E+04
17	1,3	4,98 E+04
19	1,3	5,22 E+04
17	1	4,44 E+04
22	1	8,42 E+04
19	1	6,17 E+04
17	1,1	4,88 E+04
19	1,1	6,19 E+04
22	0,9	8,57 E+04
21	0,9	8,03 E+04
19	1	7,06 E+04
19	1	6,79 E+04
22	1	8,35 E+04
21	1	8,05 E+04
12	0,8	3,25 E+04

12	0,9	3,47 E+04
12	0,8	3,34 E+04
19	0,7	6,75 E+04
15	1,2	4,86 E+04
15	1,1	4,57 E+04
17	1,1	5,66 E+04
19	1	6,36 E+04
22	0,9	8,72 E+04
21	0,8	7,77 E+04
19	0,9	6,81 E+04
19	1	6,58 E+04
12	1	3,21 E+04

Tabela ApêndiceA-11: Resultados detalhados da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios preliminares com sulfato de alumínio.

Parâmetros	pH	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
	8,5	4,3	36	3,19E+05
	8,5	4	34	3,13E+05
	8,6	4,6	38	3,25E+05
	8,52	4,3	36	3,20E+05
Médias	8,53	4,3	36	3,19E+05
Máximo	8,56	4,6	38	3,25E+05
Mínimo	8,5	4	34	3,10E+05
Desvio padrão	± 0,04	± 0,24	± 1,63	±4,90E+03

Tabela ApêndiceA-12: Resultados dos ensaios preliminares realizados com sulfato de alumínio.**Ensaio 1**

pH	Dosagem (mg.L⁻¹)	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
5,5	10	4,83	47	2,60E+04
5,5	20	4,51	29,0	1,78E+04
5,5	30	2,55	22	1,28E+04
5,5	40	3,71	26	2,07E+04
5,5	50	3,36	19	2,11E+04
5,5	60	1,91	16	1,27E+04

Ensaio 2

6,5	10	3,945	44	3,20E+04
6,5	20	2,715	26	4,64E+04
6,5	30	2,29	15	6,55E+04
6,5	40	2,615	26	3,47E+04
6,5	50	2,5	29	4,61E+04
6,5	60	2,76	22	7,60E+04

Ensaio 3

7,5	10	3,03	36	7,73E+04
7,5	20	4,065	36	8,21E+04
7,5	30	3,055	26	9,02E+04
7,5	40	1,68	12	4,03E+04
7,5	50	2,025	19	8,16E+04
7,5	60	1,8	22	9,34E+04

Ensaio 4

8,5	10	3,485	36	7,27E+04
8,5	20	3,635	36	6,94E+04
8,5	30	4,48	36	7,48E+04
8,5	40	2,685	29	1,40E+05
8,5	50	2,74	16	1,16E+05
8,5	60	2,235	15	1,17E+05

Tabela ApêndiceA-13: Valores detalhados da caracterização da água de estudo (AE) utilizada nos ensaios de coagulação usando as melhores dosagens do coagulante (n=4).

Parâmetros	pH	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL ⁻¹)
	8,5	4,4	57	3,27E+05
	8,5	4	55	3,19E+05
	8,6	4,6	59	3,35E+05
	8,6	4	56	3,20E+05
Médias	8,55	4,25	56,75	3,25E+05
Máximo	8,6	4,6	59	3,35E+05
Mínimo	8,5	4	55	3,19E+05
Desvio padrão	±0,05	±0,25	±1,47	±6,4E+03

Tabela ApêndiceA-14: Valores detalhados de turbidez, cor aparente e concentração de *M. aeruginosa* na água decantada, utilizando as melhores dosagens de sulfato de alumínio e os melhores valores de pH de coagulação.

Ensaio 1				
pH	Dosagem (mg.L ⁻¹)	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL ⁻¹)
5,5	60	1,8	16	3,45E+04
5,5	60	1,9	15	3,96E+04
5,5	60	2	15	3,59E+04
5,5	60	1,8	15	3,63E+04
5,5	60	2,1	16	4,40E+04
5,5	60	1,91	15	3,77E+04
Ensaio 2				
6,5	30	2,3	16	5,26E+04
6,5	30	2	15	7,69E+04
6,5	30	2,4	15	6,58E+04
6,5	30	2,5	15	7,47E+04
6,5	30	2,3	16	5,63E+04
6,5	30	2,24	16	6,67E+04
Ensaio 3				
7,5	40	2	12	4,65E+04
7,5	40	1,5	8	3,69E+04
7,5	40	1,8	16	3,82E+04
7,5	40	1,68	12	4,00E+04
7,5	40	1,6	15	4,26E+04
7,5	40	1,5	12	3,78E+04

Ensaio 4				
8,5	60	2,4	16	1,30E+05
8,5	60	2,2	16	1,25E+05
8,5	60	1,9	15	2,13E+05
8,5	60	2	15	2,05E+04
8,5	60	2,2	15	1,13E+05
8,5	60	2,7	15	1,04E+05

Tabela ApêndiceA-15: Resultados detalhados da caracterização das águas de estudo (AE) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com sulfato de alumínio pH 8,5 a 25°C (n=8).

Parâmetros	pH	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
	8,5	4,1	49	2,72E+05
	8,5	4,2	70	3,27E+05
	8,6	4,5	68	4,13E+05
	8,5	4,4	63	3,48E+05
	8,6	4,5	38	2,81E+05
	8,5	4,3	40	3,20E+05
	8,6	4,6	63	3,86E+05
	8,6	4,5	67	3,30E+05
Médias	8,55	4,3	57,25	2,84E+05
Máximo	8,6	4,6	70	4,13E+05
Mínimo	8,5	4,1	38	2,72E+05
Desvio padrão	±0,05	±0,16	±12,12	±1,09E+05

Tabela ApêndiceA-16: Dados detalhados da caracterização das águas decantada (AD) utilizadas nos ensaio de filtração por filtros de laboratório de areia com sulfato de alumínio pH 7,5 a 25°C (n=16).

Parâmetros	pH	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
	8,5	0,52	21	4,99E+04
	8,5	0,43	26	5,48E+04
	8,6	0,48	29	5,99E+04
	8,5	0,44	31	8,67E+04
	8,6	0,61	35	5,01E+04
	8,5	0,57	31	4,92E+04
	8,6	0,53	35	6,03E+04
	8,6	0,49	35	5,21E+04
	8,5	1	35	4,69E+04
	8,5	0,7	33	5,40E+04
	8,6	0,8	31	5,49E+04
	8,5	0,85	29	7,67E+04
	8,6	0,9	26	5,00E+04
	8,5	1	26	4,97E+04
	8,6	0,7	31	6,11E+04
	8,6	0,8	31	5,13E+04
Médias	8,55	0,67	30,31	5,67E+04
Máximo	8,6	1	35	8,67E+04
Mínimo	8,5	0,43	21	4,69E+04
Desvio padrão	±0,05	±3,90	±0,18	±3,16E+04

Tabela ApêndiceA-17: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de laboratório de areia com sulfato de alumínio e taxa de filtração de $15 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

Cor aparente remanescente (uH)	Turbidez remanescente (uT)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
15	0,8	3,52E+04
19	0,9	3,59E+04
19	0,9	2,67E+04
19	0,9	3,09E+04
8	0,7	3,55E+04
10	0,8	2,67E+04
10	0,7	3,52E+04
10	0,7	2,52E+04
13	0,9	3,01 E+04
8	0,8	3,67 E+04
5	0,7	2,60 E+04
10	0,7	2,15 E+04
12	0,1	2,21 E+04
8	0,9	3,32 E+04
6	0,1	3,09 E+04
10	0,1	3,87 E+04
10	0,12	2,04E+04
8	0,1	1,10E+04
10	0,9	1,30E+04
8	0,9	4,07 E+04
6	0,9	3,69 E+04
6	0,9	4,12 E+04
10	0,9	1,09 E+04
8	0,9	1,45 E+04
10	0,9	1,75 E+04
8	0,9	3,75 E+04
13	0,9	3,15 E+04
10	0,9	3,65 E+04
10	0,9	2,97 E+04
12	0,9	3,67 E+04
6	0,9	2,90 E+04
6	0,9	2,81 E+04
8	0,1	2,75 E+04
5	0,8	2,75 E+04
6	0,9	3,79 E+04
6	0,8	2,83 E+04

15	0,1	3,94 E+04
13	0,1	3,86 E+04
15	0,9	3,22 E+04
19	0,9	4,16 E+04
17	0,8	3,0 E+04
13	0,8	3,91 E+04
12	0,9	3,74 E+04
13	0,9	4,08 E+04
10	0,9	3,43 E+04
13	0,8	3,02 E+04
12	0,8	3,81 E+04
10	0,8	2,13 E+04

Tabela ApêndiceA-18: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de laboratório de areia com sulfato de alumínio e taxa de filtração de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Cor aparente remanescente (uH)	Turbidez remanescente (uT)	Densidade celular ($\text{cel} \cdot \text{mL}^{-1}$)
15	0,8	4,15 E+04
12	0,9	4,94 E+04
12	0,9	5,24 E+04
17	0,9	3,98 E+04
13	0,7	2,51 E+04
15	0,8	3,83 E+04
10	0,7	2,54E+04
8	0,7	2,22E+04
12	0,9	3,00E+04
6	0,8	2,67E+04
13	0,7	4,87E+04
15	0,7	5,02E+04
5	0,1	1,98E+04
12	0,9	1,12E+04
5	0,1	2,13E+04
3	0,1	2,78E+04
8	0,12	2,56E+04
5	0,1	2,67E+04
5	0,9	2,78E+04
8	0,9	2,95E+04
10	0,9	3,04E+04
6	0,9	2,76E+04

6	0,9	4,41E+04
6	0,9	3,18E+04
10	0,9	3,05E+04
8	0,9	2,08E+04
13	0,9	2,96E+04
6	0,9	2,84E+04
10	0,9	2,43E+04
10	0,9	3,21E+04
6	0,9	3,21E+04
10	0,9	2,75E+04
10	0,1	1,57 E+04
5	0,8	2,67 E+04
8	0,9	3,46 E+04
6	0,8	1,65 E+04
17	0,1	2,47 E+04
15	0,1	1,76 E+04
12	0,9	1,83 E+04
12	0,9	2,09 E+04
12	0,8	3,16 E+04
12	0,8	2,73 E+04
12	0,9	3,59E+04
10	0,9	3,33 E+04
10	0,9	2,76 E+04
6	0,8	3,08 E+04
5	0,8	4,21 E+04
6	0,8	2,89 E+04

Tabela Apêndice A-19: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de laboratório de areia com sulfato de alumínio e taxa de filtração de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Cor aparente remanescente (uH)	Turbidez remanescente (uT)	Densidade celular (cel.mL⁻¹)
19	0,7	3,65E+04
21	0,6	3,36E+04
22	0,6	8,85E+04
13	0,6	3,03E+04
10	0,6	8,16E+04
12	0,7	4,45E+04
13	0,6	8,85E+04
12	0,8	8,85E+04
8	0,9	8,46E+04
8	1	5,32E+04
12	1,2	3,45E+04
12	1,3	9,49E+04
12	1	8,67E+04
15	1	9,58E+04
15	0,7	8,96E+04
15	0,6	7,99E+04
15	0,6	5,76E+04
8	0,6	8,07E+04
8	0,6	7,77E+04
12	0,7	8,94E+04
12	0,6	8,57E+04
13	0,8	7,43E+04
13	0,9	9,53E+04
13	1	8,72E+04
13	1,2	8,45E+04
10	1,3	8,79E+04
10	0,9	9,21E+04
15	0,9	8,91E+04
15	0,7	8,78E+04
15	0,7	5,46E+04
15	0,9	5,32E+04
17	0,9	6,97E+04
17	0,1	5,39E+04
21	0,6	7,54E+04
21	0,7	7,88E+04
15	0,6	8,72E+04
15	0,8	7,11E+04

22	0,9	8,55E+04
26	1	9,07E+04
24	1,2	9,01E+04
24	0,6	8,96E+04
19	0,7	8,50E+04
19	0,6	5,03E+04
19	0,8	4,98E+04
19	0,9	6,70E+04
19	1	5,66E+04
13	1,2	6,50E+04
13	0,8	7,53E+04

Tabela ApêndiceA-20: Resultados do ensaio pós-filtração por filtro de laboratório de areia com sulfato de alumínio e taxa de filtração de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Cor aparente remanescente (uH)	Turbidez remanescente (uT)	Densidade celular ($\text{cel} \cdot \text{mL}^{-1}$)	Dureza total ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)
15	0,8	2,52 E+04	225
19	0,9	1,70 E+04	240
19	0,9	4,43 E+04	240
19	0,9	5,97 E+04	225
8	0,7	4,51 E+04	225
10	0,8	3,09 E+04	235
10	0,7	2,52 E+04	235
10	0,7	3,33 E+04	220
13	0,9	4,05 E+04	220
8	0,8	6,12 E+04	235
5	0,7	3,45 E+04	235
10	0,7	7,80 E+04	230
12	0,1	7,63 E+04	230
8	0,9	6,56 E+04	240
6	0,1	4,65 E+04	240
10	0,1	4,30 E+04	240
10	0,12	6,17 E+04	240
8	0,1	8,03 E+04	165
10	0,9	2,40 E+04	195
8	0,9	1,30 E+04	225
6	0,9	5,01 E+04	225
6	0,9	6,13 E+04	225

10	0,9	6,40 E+04	225
8	0,9	7,06 E+04	230
10	0,9	6,15 E+04	230
8	0,9	7,70 E+04	250
13	0,9	6,88 E+04	250
10	0,9	6,55 E+04	225
10	0,9	7,08 E+04	220
12	0,9	8,05 E+04	220
6	0,9	7,99 E+04	250
6	0,9	7,0 E+04	250
8	0,1	6,75 E+04	245
5	0,8	8,73 E+04	245
6	0,9	7,86 E+04	230
6	0,8	4,32 E+04	230
15	0,1	4,22 E+04	225
13	0,1	3,90 E+04	225
15	0,9	6,76 E+04	225
19	0,9	5,53 E+04	225
17	0,8	5,60 E+04	225
13	0,8	6,75 E+04	225
12	0,9	7,42 E+04	260
13	0,9	8,81 E+04	260
10	0,9	8,52 E+04	230
13	0,8	7,64 E+04	230
12	0,8	7,05 E+04	255
10	0,8	3,34 E+04	255