

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E  
AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO  
E PARÂMETROS DE PROJETO PARA REMOÇÃO  
DE OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* POR  
FILTROS RÁPIDOS DIRETOS DESCENTES**

**NATÁLIA SOUTO REIS**

**ORIENTADOR: YOVANKA PÉREZ GINORIS**

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL II**

**BRASÍLIA/DF: DEZEMBRO/2020**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E  
AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO E  
PARÂMETROS DE PROJETO PARA REMOÇÃO DE  
OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* POR FILTROS  
RÁPIDOS DIRETOS DESCENTES**

**NATÁLIA SOUTO REIS**

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

**APROVADA POR:**

---

**Prof<sup>a</sup> Yovanka Pérez Ginoris, DSc. (ENC – UnB)**  
**(Orientadora)**

---

**Prof<sup>a</sup> Cristina Celia Silveira Brandão, PhD (ENC/UnB)**  
**(Examinadora Interno)**

---

**Prof<sup>o</sup> Arthur Tavares Schleicher, DSc. (UnB)**  
**(Examinador Interno)**

**DATA: BRASÍLIA/DF, 18 DE DEZEMBRO DE 2020.**

## FICHA CATALOGRÁFICA

REIS, NATÁLIA SOUTO

Avaliação das condições de coagulação e parâmetros de projeto para remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtros rápidos diretos descendentes.

xii, 78 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2020)

Monografia de Projeto Final – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Filtração Direta Descendente

2. Parâmetros de Projetos

3. Oocistos de *Cryptosporidium*

4. Condições de Coagulação

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

REIS, N.S. (2020). *Avaliação das condições de coagulação e parâmetros de projeto para remoção de oocistos de Cryptosporidium por filtros rápidos diretos descendentes*. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 78p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Natália Souto Reis

TÍTULO: AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO E PARÂMETROS DE PROJETO PARA REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* POR FILTROS RÁPIDOS DIRETOS DESCENDENTES: GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2020

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

---

Natália Souto Reis

E- mail: nsoutoreis@gmail.com

*“O que fazemos com a água fazemos a nós e  
àqueles que amamos.”*

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de começar agradecendo à professora Yovanka pelos ensinamentos, confiança e pela paciência. Professora, a senhora esteve presente em cada etapa da elaboração desse trabalho, foi uma orientadora melhor do que eu poderia ter pedido.

Agradeço a minha família, minha base. Aos meus avós, José Alonso e Maria Amélia por me acolherem e por oferecerem suporte e incentivo à minha graduação. Agradeço também ao meu avô Oswaldo, por ser o exemplo que me guia e por sempre incentivar que eu continue buscando conhecimento e senso crítico. À minha avó Madá que mesmo não estando mais entre nós, sempre está presente em meu coração, você foi a força que precisei em muitos momentos.

Mãe, por toda a dedicação, cuidado e força que você me proporciona. Pai por todo carinho, preocupação e palavra de incentivo, à vocês sou grata. Ao meu irmão Eduardo agradeço pela parceria, conversas e desejo de sucesso.

Agradeço também aos meus grandes amigos, Matheus, Lara, Roberta, Thiago e Bela e a todos aqueles que não foram citados, mas que foram igualmente importantes. Amigos, vocês fizeram essa fase mais leve e mais engrandecedora, reconheço que vocês foram um pilar fundamental para a finalização dessa etapa. Agradeço também aos meus amigos Concretanos, por todo o ensinamento e crescimento que me proporcionaram.

Sou grata também ao Professor Arthur e a Professora Cristina pela contribuição valiosa para o desenvolvimento do trabalho.

Gratidão ao meu gato de estimação, Hagner, ele foi companhia em diversos momentos de desenvolvendo desse trabalho, me proporcionou conforto e motivação.

## RESUMO

### **AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO E PARÂMETROS DE PROJETO PARA REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* POR FILTROS RÁPIDOS DIRETOS DESCENDENTES**

A ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* em mananciais abastecedores representa um risco de saúde pública. O seu tamanho reduzido associado à sua alta resistência à desinfecção por cloro acentuam a necessidade de efetuar uma remoção efetiva desse protozoário através das tecnologias de filtração rápida. A filtração direta, sob suas diferentes variantes, tem sido difundida no Brasil devido aos baixos custos associados e à presença de mananciais com qualidade de água compatível com essa tecnologia. Por outro lado, a principal problemática da filtração direta é apresentar apenas uma barreira de remoção de microrganismos patogênicos tornando necessária a garantia de máxima remoção de oocistos de protozoários, como o *Cryptosporidium*, na etapa de filtração. Além disso, os critérios de dimensionamento e condições de coagulação sugeridas pela norma e literatura técnica para o emprego dessas tecnologias atualmente não consideram a presença de oocistos nos ambientes aquáticos destinados a abastecimento público, assim como a eficiência necessária para sua remoção. Nesse sentido, a partir de uma pesquisa bibliográfica foi possível averiguar a convergência dos critérios de projeto e operação sugeridos pela literatura com os resultados de pesquisas científicas sobre a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, verificando uma tendência de remoção média de 3,6 log para filtros diretos descendentes em escala piloto. O custo elevado e o risco à saúde associado ao uso de oocistos viáveis ou inativos para a realização de ensaios de filtração direta em escala piloto indica a necessidade do uso de agentes substitutos para a análise de remoção de oocistos, sendo as microesferas de dimensões e propriedades similares aos oocistos de *Cryptosporidium* um agente substituto considerado confiável de forma que já está sendo empregada em estudos mais recentes. Os parâmetros de projeto e de operação analisados contemplaram a qualidade da água bruta, condições de coagulação e características dos meios filtrantes, sendo observada remoção de oocistos eficiente empregando condições ótimas de coagulação com valores de pH abaixo de 7 e dosagem de coagulante de 3 a 30 mg/L, quando empregado o sulfato de alumínio. Entretanto, verificou-se a necessidade de averiguar as remoções efetivas em escala real e inferir sobre a influência de condições não controladas e de escala na remoção dos oocistos.

**Palavras Chaves:** Filtração Direta, tratamento de água para consumo humano, oocistos de *Cryptosporidium*, condições de coagulação, parâmetros de água.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. OBJETIVO GERAL.....	4
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	5
3.1. <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> .....	5
3.2. LEGISLAÇÃO .....	11
3.3. PROCESSOS DE COAGULAÇÃO E REMOÇÃO DE IMPUREZAS .....	16
3.3.1. Mecanismos de Coagulação .....	18
3.4. FILTRAÇÃO.....	27
3.4.1. Mecanismos da Filtração .....	28
3.4.2. Filtração Rápida aplicada ao Tratamento de Água.....	30
4. METODOLOGIA .....	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	37
5.1. COMPARAÇÃO DAS RECOMENDAÇÕES TÉCNICAS E NORMAS VIGENTES PARA DIMENSIONAMENTO DE FILTROS DIRETOS E OS RESULTADOS DOS ESTUDOS SOBRE REMOÇÃO EFETIVA DE OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> POR FILTRAÇÃO DIRETA .....	37
5.1.1. Qualidade da água Bruta.....	45
5.1.2. Coagulantes e condições de coagulação.....	49
5.1.3. Modo de operação do filtro e características do meio filtrante .....	55
5.1.4. Avaliação da remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> mediante agentes substitutos .....	60
5.2. CONSIDERAÇÕES SOBRE OS PARÂMETROS DE PROJETO E OPERACIONAIS DE FILTROS DIRETOS DESCENDENTES VISANDO A REMOÇÃO EFETIVA DE OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> . .....	65
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	74

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Ciclo de Vida do <i>Cryptosporidium</i> no epitélio intestinal. Modificado de Bouzid <i>et al.</i> (2013) .....	6
Figura 3.2 - Linha do tempo da legislação brasileira sobre padrões de potabilidade e diretrizes relativas ao monitoramento de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em mananciais de abastecimento de água.....	13
Figura 3.3 – Diagrama para determinar o nível de risco associado a uma instalação de tratamento com base na concentração estimada de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na água de origem e na eficiência (créditos de log) dos processos de tratamento. Modificada de OMS (2009).....	16
Figura 3.4 – Configuração esquemática da Dupla Camada Elétrica. Di Bernardo <i>et al.</i> (2017).....	17
Figura 3.5 - Diagrama de coagulação por alumínio. Modificado de Amirtharajah e Mills (1982).....	21
Figura 3.6 - Domínios comuns de remoção de cor (concentração inicial de ácido húmico de 4,0-37,5 mg / L [100-900 uH], ausência de turbidez). Modificado de Edwards e Amirtharajah (1985).....	23
Figura 3. 7 - Domínios comuns de remoção de cor (ácido húmico inicial 4,0-37,5 mg / L [100-900 uH], turbidez 27 – 30 uT). Modificado de Edwards e Amirtharajah (1985).....	24
Figura 3. 8 - Remoção de <i>Cryptosporidium</i> usando como coagulante: (a) sulfato de alumínio (17 mg/L) (b) cloreto polialumínio (27,5 mg/L) (c) cloreto férrico (18 mg/L). ...	26
Figura 3.9 - Ilustração simplificada dos mecanismos de filtração. Modificado de Amirtharajah (1988).....	28
Figura 3.10 - Fluxograma esquemático das variantes tecnológicas de filtração direta (Di Bernardo <i>et al.</i> (2003) .....	32
Figura 4.1 - Esquema da Metodologia aplicada .....	35
Figura 4.2 - Esquema de seleção de estudos acerca da remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> .....	36
Figura 5.1 - Ação das partículas de caulinita como adesivo eletrostático de adsorção dos oocistos de <i>C. parvum</i> e grãos de areia. Modificado de Gitis <i>et al.</i> (2002) .....	47

Figura 5.2 - Influência da MON na remoção de oocistos de <i>C. parvum</i> . Modificado de Gitis <i>et al.</i> (2002) .....	48
Figura 5. 3 - Efeito do pH no potencial zeta para (a) sulfato de alumínio e (b) cloreto férrico. Modificado de Bustamante et al. (2001).....	52
Figura 5.4 Arranjo das camadas filtrantes dos filtros rápidos .....	55
Figura 5.5 - Diagrama de configuração da escala piloto. Modificado de Swertfeger <i>et al.</i> (1999).....	58

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Estudos sobre ocorrência de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> no Brasil e no Mundo. Adaptada de Nascimento (2009) .....	10
Tabela 3.2 – Classificação e requerimento de exigência para sistemas de filtração rápida. Modificado de U.S EPA (2010) .....	13
Tabela 3.3 – Componentes de opções para serem usadas em adição ao tratamento existente. Modificado de U.S EPA (2010) .....	14
Tabela 3.4 – Crédito-log para remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> por tipo de tratamento. Modificado OMS (2009) .....	15
Tabela 3.5 - Mecanismos de coagulação descritos na literatura.....	20
Tabela 3. 6 - Concentrações de ácido húmico e cor verdadeira correspondente. Modificado de Edwards e Amirtharajah (1985).....	22
Tabela 3.7 - Mecanismos de transporte de filtração descritos na literatura .....	29
Tabela 3.8 - Limites máximos e frequência de ocorrência de características da água bruta para o emprego de FDD - Di Bernardo <i>et al.</i> (2017).....	33
Tabela 5.1 - Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> por filtração direta e convencional em escala real e piloto .....	38
Tabela 5.2 - Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> por filtração direta em escala piloto .....	41
Tabela 5.3 - Comparação dos parâmetros relevantes de qualidade da água bruta .....	45
Tabela 5.4 - Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> empregando o Sulfato de Alumínio, o Cloreto de Ferro e a Quitosana durante a operação estável e o período de falha na coagulação .....	50
Tabela 5. 5 - Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> utilizando o sulfato de alumínio e o cloreto de ferro para as temperaturas de 20 e 4,5 °C e taxa de filtração .....	50
Tabela 5. 6 - Valores do par "pH -dosagem de coagulante" e mecanismos de coagulação predominantes propostos por Amirtharajah e Mills (1982) .....	54
Tabela 5.7 - Valores do par "pH - dosagem de coagulante" e mecanismos de coagulação predominantes para remoção de cor propostos por Edwards e Amirtharajah (1985).....	54
Tabela 5.8 - Principais parâmetros dos meios filtrantes de filtros diretos descendentes. Di Bernardo <i>et al.</i> (2017) .....	55
Tabela 5.9 - Recomendações granulométricas para meios filtrantes de filtros rápidos de acordo com a NBR 12216 (1992).....	56

Tabela 5.10 - Comparação entre os valores do coeficiente de desuniformidade, do tamanho efetivo e espessura do meio filtrante recomendados por Di Bernardo <i>et al.</i> (2017) e pela NBR 12216 (1992) e os avaliados em estudos de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> por filtração direta em dupla e múltipla camada .....	57
Tabela 5. 11 - Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> por filtração em diferentes meios filtrantes no período de inverno e verão.....	59

## LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS

°C	-----	graus Celsius
µm	-----	micrômetros
CC	-----	camada compacta
CD	-----	camada difusa
C <sub>D</sub>	-----	coeficiente de desuniformidade
COT	-----	carbono orgânico total
DCE	-----	Dupla camada elétrica
D <sub>e</sub>	-----	diâmetro efetivo
ETA	-----	Estação de Tratamento de Água
FDA	-----	Filtração Direta Ascendente
FDD	-----	Filtração Direta Descendente
FIME	-----	Filtração em múltiplas etapas
FLA	-----	filtro de laboratório de areia
h	-----	horas
log	-----	logaritmo
m/h	-----	metro por hora
m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	-----	metro cúbico por metro quadrado dia
m <sup>3</sup> /s	-----	metros cúbicos por segundo
mg/L	-----	miligramas por litro
min	-----	minutos
MON	-----	matéria orgânica natural
MS	-----	Ministério da saúde
NBR	-----	Norma técnica Brasileira
nm	-----	nanômetros
NMP	-----	
OMS	-----	Organização Mundial da Saúde
ONU	-----	Organização das Nações Unidas
Ooc/L	-----	Oocistos por litro
pH	-----	potencial hidrogeniônico
pKa	-----	
RCP	-----	Reação de cadeia de polimerase
rpm	-----	Rotações por minuto
TF	-----	Taxa de Filtração
U.S.EPA	-----	United States Environmental Protection Agency
uH	-----	unidade de cor
UNICEF	-----	Fundo das Nações Unidas para a Infância
USEPA	-----	Agencia de proteção ambiental dos Estados Unidos
uT	-----	unidades de turbidez
VMP	-----	Valor Máximo Permitido

## 1. INTRODUÇÃO

O acesso à água potável e segura é um direito da humanidade, entretanto, segundo a ONU bilhões de pessoas sofrem com a falta de acesso à água de qualidade para consumo, essa preocupação se torna relevante principalmente pela presença de microrganismos patógenos na água. A água contaminada, quando não submetida a um tratamento adequado pode ser responsável pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, dentre elas a Criptosporidiose, causada pelo protozoário *Cryptosporidium*.

A remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por diferentes tecnologias de tratamento de água tem preocupado as instituições sanitárias e ambientais ao redor do mundo. Isso ocorre devido ao tamanho reduzido dos oocistos, de 3 a 6 µm, o que facilita sua passagem através dos filtros, além de serem altamente resistentes ao processo de desinfecção por cloração, comum nas estações de tratamento de água. Os indivíduos quando infectados apresentam sintomas como diarreia e vômito, com o maior risco de infectar pacientes de grupos mais vulneráveis, como crianças, idosos e portadores de HIV.

Segundo Efstratiou *et. al* (2017), 63% dos surtos de protozoários transmitidos pela água apresentados entres os anos de 2011 e 2016 foram causados pelos oocistos de *Cryptosporidium*. O surto mais conhecido ocorreu em Milwaukee, Wisconsin nos Estados Unidos no ano de 1993, e infectou milhares de pessoas, sendo o maior surto de *Cryptosporidium* em nível mundial (Solo-Gabriele e Neumeister, 1996). Isso fez com que o país investisse em pesquisas que sustentassem a regulamentação da remoção dos oocistos no tratamento de água.

As Estações de Tratamento de Água (ETA) são sequências de operações e processos unitários que juntos devem garantir que a água bruta captada no manancial atinja padrões de potabilidade necessários para sua distribuição à população. A tecnologia mais utilizada no Brasil é a de ciclo completo, que envolve as etapas de coagulação, floculação, sedimentação ou flotação, filtração e desinfecção. Mesmo envolvendo diversas barreiras, a implementação dessa tecnologia deve ser avaliada pelos aspectos econômicos, sociais, ambientais e técnicos.

Águas que apresentam baixa turbidez e baixa cor e baixo risco microbiológico podem ser tratadas por tecnologias mais simples, como a filtração direta, o que envolve maior

economia sem afetar a qualidade da água tratada. A filtração direta se difere da tecnologia de ciclo convencional por não apresentar uma etapa de clarificação antes do filtro. Dessa forma, o filtro constitui a única barreira física para a retenção de impurezas sendo essencial para a remoção dos oocistos de protozoários de forma que devem ser bem operados para garantir sua máxima eficiência.

Os estudos para o tratamento de água utilizando os oocistos de *Cryptosporidium* são onerosos e envolvem algumas limitações, devido ao seu elevado custo e risco à saúde. Por isso, muito se tem pesquisado sobre possíveis substitutos que apresentem comportamento semelhante ao do protozoário em tecnologias de filtração. Dentre os substitutos já estudados, pode - se destacar a turbidez, contagem de partículas, esporos aeróbios e as microesferas de poliestireno. Essas últimas têm sido cada vez mais utilizadas como bons indicadores de remoção do protozoário.

Atualmente, o dimensionamento dos filtros é baseado em recomendações das normas e da literatura técnica que não contemplam, dentre os parâmetros de qualidade da água, a ocorrência de oocistos nos mananciais abastecedores e a eficiência de remoção desses oocistos atribuídas às tecnologias de filtração direta (ascendente, descendente e dupla filtração) pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) no documento “Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule” (LT2ESWTR). É importante destacar que a norma técnica NBR 12216 de 1992 sobre o dimensionamento de estações de tratamento de água para consumo humano é anterior ao principal surto de Criptosporidiose ocorrido em 1993.

Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo realizar uma análise da compatibilidade das condições recomendadas pela literatura técnica para filtros rápidos, especificamente filtros diretos descendentes, com os resultados das pesquisas sobre as condições e parâmetros de projeto e operação que oferecem boa eficiência de remoção de oocistos. Além disso, buscou-se identificar aspectos que têm sido pouco estudados ou ainda sem estudar que podem influenciar na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta. Para alcançar os objetivos propostos foi realizada uma pesquisa bibliográfica e a sistematização das informações e resultados publicados na literatura científica sobre os principais parâmetros operacionais e de projeto e a sua influência na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, assim como o uso de agentes substitutos para ensaios de filtração direta em escala piloto com vista a identificar faixas de valores desses

parâmetros que oferecem a melhor eficiência remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em escala piloto.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

O presente trabalho buscou identificar, a partir dos estudos publicados na literatura, as condições de coagulação e os parâmetros de dimensionamento de filtros rápidos aplicados a tecnologia de filtração direta descendente que promovessem as maiores eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento de água, com vista a oferecer subsídios ao dimensionamento de filtração rápida direta descendente com ênfase na remoção desse protozoário.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

O estudo teve como objetivos específicos:

- Avaliar, a partir dos resultados das pesquisas, a influência da qualidade da água, as condições de coagulação bem como os parâmetros de projeto de filtros rápidos na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.
- Comparar as condições de coagulação e os parâmetros de projeto que promovem remoções eficientes de oocistos baseadas nas recomendações de Di Bernardo *et al.* (2017) e a norma técnica NBR 12216 para o dimensionamento de sistemas de filtração direta descendente.
- Propor condições de coagulação (pH e doses de coagulante) e valores de parâmetros de projeto de filtros diretos descendentes que forneçam subsídios para o dimensionamento de filtros rápidos aplicados a tecnologia de filtração direta descendente e favoreçam a efetiva remoção de oocistos.
- Avaliação do potencial de uso de agentes substitutos de oocistos de *Cryptosporidium* que têm sido estudados em ensaios para remoção desses oocistos em escala piloto.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1. *CRYPTOSPORIDIUM*

A água, principalmente a destinada ao consumo humano, pode ser responsável pela transmissão de diversas doenças, as chamadas doenças de veiculação hídrica. Organismos patogênicos como o protozoário *Cryptosporidium*, causador de criptosporidiose, são transmitidos mediante o consumo da água contaminada por esse protozoário.

O *Cryptosporidium* é um protozoário que infecta o homem e outros animais e afeta o trato digestivo e respiratório. Os oocistos são lançados no ambiente pelo hospedeiro infectado e podem sobreviver a condições adversas por meses até infectarem outros hospedeiros. Esse microrganismo foi descrito pela primeira vez por Edward Tyzzer em 1907, entretanto só a partir de 1976 foi reconhecido como causador de doenças em humanos (OMS, 2009).

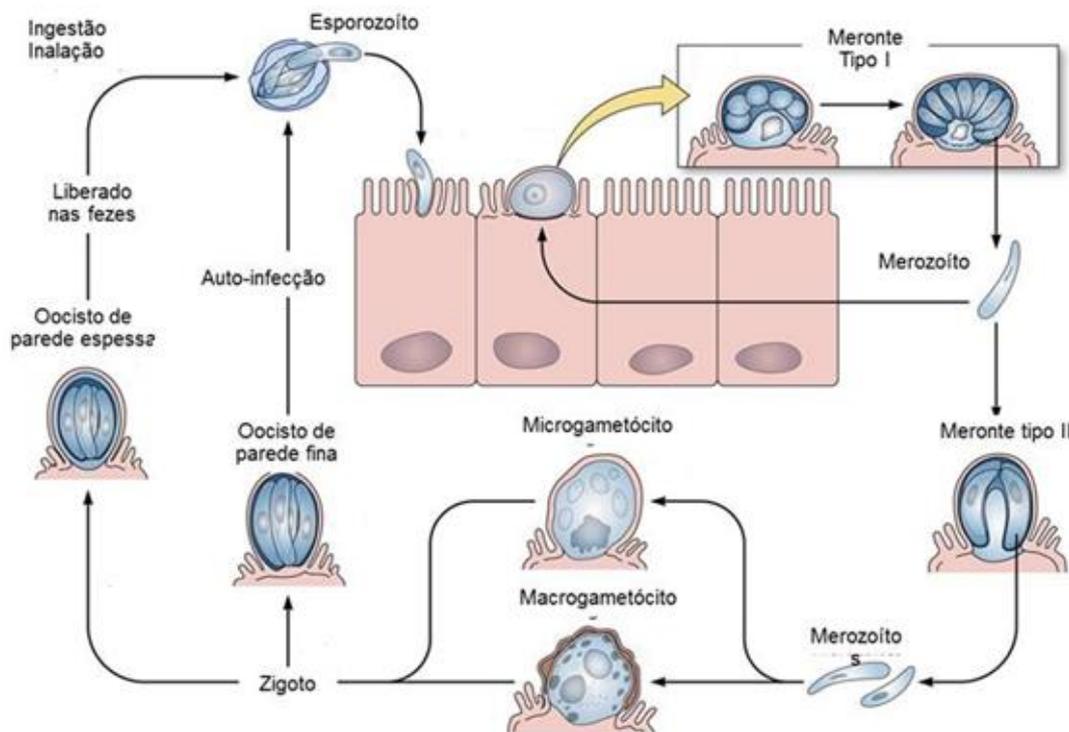
Inicialmente o *Cryptosporidium* foi classificado como um coccídeo, parasita intracelular obrigatório que só se reproduzia na presença de um hospedeiro. Entretanto, diversos estudos têm analisado dados moleculares, genômicos e bioquímicos e notado semelhanças entre o *Cryptosporidium* e as gregarinas. Essas semelhanças incluem a falta de necessidade de um hospedeiro para completar o ciclo de vida do protozoário, ou seja, se desenvolvem como parasita epicelular facultativo, e também a capacidade de se adaptar ao meio ambiente. Dessa forma, o *Cryptosporidium*, teve sua taxonomia reclassificada na classe *Gregarinomorphea*, subclasse *Cryptogregarina* e intrafilo *Apicomplexa*, sendo o único gênero dessa subclasse (Ryan *et al.*, 2016).

Dentre os microrganismos patogênicos, o oocisto de *Cryptosporidium* se destaca por apresentar alta persistência no ambiente, podendo sobreviver por meses em água superficial, elevada resistência à cloração e pequenas dimensões, o que torna a remoção desse protozoário um desafio para os sistemas de tratamento de água (OMS, 2009).

O oocisto de *Cryptosporidium* é essencialmente esférico e em seu interior contém quatro esporozoítos. O ciclo de vida desse protozoário se inicia quando o hospedeiro infectado libera no ambiente os oocistos de *Cryptosporidium* pelas fezes. Os oocistos permanecem no ambiente sem perder o seu potencial de infecção até serem ingeridos por um novo hospedeiro; nesse momento a parede do oocisto se abre devido à temperatura do corpo e a

interação com o ácido estomacal e os sais biliares, liberando os esporozoítos que afetam as células do intestino (OMS, 2009).

Esse microrganismo tem um ciclo de vida complexo, o que inclui a reprodução assexuada e sexual, essa última resulta nos oocistos. São formados tanto oocistos de parede grossa quanto de parede fina, sendo que os oocistos de parede fina podem causar a autoinfecção começando um novo ciclo de vida dentro do hospedeiro. Já os oocistos de parede espessa são excretados pelas fezes para recomençar o ciclo de vida em um novo hospedeiro (OMS, 2009). A Figura 3.1 ilustra o ciclo de vida deste protozoário no epitélio intestinal.



**Figura 3.1** - Ciclo de Vida do *Cryptosporidium* no epitélio intestinal. Modificado de Bouzid *et al.*(2013)

Esse protozoário quando ingerido por meio da água contaminada pode causar a Criptosporidiose, que apresenta sintomas como: diarreia, às vezes náuseas, vômito e febre, sendo que o seu quadro clínico depende do estado imunológico e da idade do hospedeiro. Para os adultos saudáveis é uma doença de remissão espontânea, porém os grupos mais vulneráveis como as crianças, os idosos, as mulheres grávidas e as pessoas

imunocomprometidas, portadores de HIV/Aids, são mais suscetíveis ao alto grau de infecção (OMS, 2017).

Diversas espécies de *Cryptosporidium* já foram classificadas na literatura, ao total foram reconhecidas 29 espécies. São elas: *C. andersoni*, *C.baileyi*, *C. bovis*, *C. canis*, *C. fayeri*, *C. felis*, *C. fragile*, *C. galli*, *C. hominis*, *C. macropodium*, *C. meleagrids*, *C. molnari*, *C. muris*, *C. parvum*, *C. raynea*, *C. scophthalmi*, *C. serpenti*, *C. suis*, *C. ubiquitum*, *C. varanii*, *C. wrairi* e *C. xiao* *C. rubeyu*, *C. huwi*, *C. erinacei*, *C. scrofarim*, *C. viatorum*, *C. tyzzeri*, *C. cuniculus* (Zahedi *et al.*, 2016).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) grande parte da população mundial, por volta de 2,2 bilhões de pessoas, não têm acesso a um serviço de água potável de forma segura, o que equivale dizer que a cada três habitantes do planeta um não recebe água de qualidade (OMS e UNICEF, 2019).

A grande problemática do abastecimento inadequado é o risco à saúde devido à infecção por ingestão de água contaminada por agentes infecciosos, como bactérias, vírus e protozoários, sendo que muitos desses patógenos têm como principal forma de transmissão a rota fecal oral. Como citado anteriormente, o oocisto de *Cryptosporidium* possui alta persistência no ambiente e resistência ao cloro, esse último é de extrema importância para o tratamento da água, visto que a aplicação de cloro é uma barreira fundamental no controle de microrganismos na água para consumo. Portanto, deve - se investir nas etapas precedentes à desinfecção para atingir remoção efetiva de oocistos de *Cryptosporidium* principalmente na etapa de filtração.

### **3.1.1. Ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* e Transmissão de Criptosporidiose**

Um estudo realizado por Efstratiou *et al.* (2017) acerca dos surtos mundiais causados por parasitas protozoários transmitidos pela água entre 2011 e 2016, reuniu, através de uma revisão da literatura global, 381 surtos relatados de janeiro de 2011 à dezembro de 2016. Os surtos apresentados foram causados pelo *Cryptosporidium* (63%) ou pela *Giardia* (37%). Foram reconhecidas três diferentes espécies de *Cryptosporidium* causadoras dos surtos: *C. hominis* (26 surtos), *C.parvum* (11 surtos) e *C cuniculus* (1 surto).

Esse trabalho apresenta uma atualização de dois trabalhos anteriores que tinham o mesmo objetivo de coletar informações sobre os surtos causados por protozoários transmitidos pela água, o de Karanis (2007) que coletou os registros de 325 surtos documentados desde o início do século XX até 2004, e o de Baldursson e Karanis (2011) que considerou o período de 2004 a 2010 no qual foram publicados 199 relatos. Pode - se observar um aumento significativo nos relatos de surtos entre as três pesquisas, principalmente se for considerado o intervalo de tempo contemplado por cada uma delas. Contudo, esse aumento não necessariamente significa um aumento de surtos, mas sim uma melhora dos sistemas de vigilância e notificação, principalmente nos países desenvolvidos, visto que nos países em desenvolvimento esses sistemas ainda são precários.

A América do Norte documentou 41% dos casos de surtos mundiais causados por parasitas protozoários transmitidos pela água entre os anos de 2011 e 2016 (Efstratiou *et al.*, 2017). Sendo assim, os Estados Unidos têm se preocupado cada vez mais com a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium*, principalmente após o surto ocorrido no condado de Milwaukee, no estado de Wisconsin, na primavera de 1993. Esse foi o maior surto da história do país deixando aproximadamente 403.000 pessoas doentes, 4.400 hospitalizadas e pelo menos 69 mortos de acordo com a Wisconsin Division of Health, sendo a sua maioria HIV – positivo (Solo- Gabriele e Neumeister, 1996).

As evidências indicam que uma grande quantidade de oocistos de *Cryptosporidium* passou por uma das instalações de tratamento de água potável da *Milwaukee Water Works*, que na época fornecia água potável para uma população de 840.000 pessoas. Naquele momento, a região era abastecida por duas estações, uma ao norte da cidade com uma capacidade de 12 m<sup>3</sup>/s e uma ao sul com capacidade de 4,4 m<sup>3</sup>/s. Os autores acreditam que o problema tenha sido causado pela estação sul devido ao aumento sem precedentes da turbidez efluente nessa unidade. Não se sabe ao certo o motivo desse aumento, mas atribuiu-se à dosagem de coagulante inadequada e à retrolavagem do filtro. Desde esse surto, o monitoramento e a operação dessas unidades tornaram-se mais rigorosas (Solo- Gabriele e Neumeister, 1996).

Rosado-García *et al.*(2017) constataram que as informações em relação à detecção e prevalência de protozoários parasitas na América Latina são limitadas ou indisponíveis. Entre 1977 até 2017, apenas alguns relatórios foram documentados na América do Sul, México, América Central e ilhas do Caribe, sendo o Brasil o país que mais apresentou relatos (30,3%) sobre protozoários parasitas. Apesar dos autores apontarem os protozoários

*T. gardii* e *C. Coyetanuesis* como os que mais causaram surtos, dentre os 16 relatos documentados na América Latina, os protozoários mais comumente encontrados em amostras de água foram os cistos de *Giardia* e os oocistos de *Cryptosporidium*. Essa discordância enfatiza a deficiência do sistema de vigilância em grande parte desses países.

Assim sendo, *Cryptosporidium* spp tem se destacado como um dos maiores agentes de surtos de doenças causadas por protozoários relacionados à ingestão de água contaminada, juntamente com a *Giardia* sp. Haller *et al.* (2004) constataram que os oocistos de *Cryptosporidium* podem estar presentes em água bruta de mananciais, em efluentes de instalações de tratamento de água em escala real, em instalações em escala piloto, enfatizando a importância de uma boa eficiência no processo de remoção, em esgoto sanitário, em fezes humanas e de animais infectados. A presença desse protozoário em diversos ambientes aponta a um elevado risco à saúde humana. Os autores atribuem às características de ocupação da bacia como, bacias desprotegidas com fortes pressões de ocupação urbana e a presença de intensas atividades agropecuária, como indicativos de contaminação por oocistos de *Cryptosporidium*. Por conseguinte, os autores recomendam o contínuo monitoramento da presença desse protozoário nos diversos ambientes com o objetivo de identificar fatores que conduzam à sua ocorrência.

Desta forma, é cada vez maior o número de pesquisas acerca da ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* em águas superficiais, subterrâneas e em estações de tratamento de água. Nascimento (2009) compilou alguns estudos acerca das ocorrências desses oocistos no Brasil e no mundo, exibidos na Tabela 3.1 modificada a partir da inclusão de outros estudos. Pode-se evidenciar a ampla variabilidade das concentrações de oocistos nos ambientes aquáticos superficiais brasileiros, oscilando de 0 até 187 chegando a 760 quando os mananciais estão contaminados por esgoto.

Tabela 3.1 - Estudos sobre ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* no Brasil e no Mundo. Adaptada de Nascimento (2009)

Estudo	Fonte	Local	Observações
Muller (1999)	Água bruta e Água tratada	São Paulo	Para água bruta a densidade de oocistos variou de 0 a 236 ooc./L enquanto para a água tratada a densidade foi de 0 a 1,2 ooc./L.
Hashimoto <i>et al.</i> (2002)	Água superficial	Japão	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> foram detectados em todas as 13 amostras de água bruta analisada. Em amostras de água filtrada foram detectados em 9 (35%) das 26 amostras analisadas com concentração média de $12 \times 10^{-3}$ ooc. /L.
Farias <i>et al.</i> (2002)	Água superficial	São Paulo	Foram encontradas concentrações de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na faixa de 650 - 760 ooc. /L na água contaminada com esgoto.
Berino e De Luca (2003)	Água superficial	Rio Grande do Sul	Concentrações de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> entre 0 – 0,32 ooc. / L.
Haller (2004)	Água superficial	Minas Gerais	Concentrações de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> entre 2 – 510 ooc. /L.
Montemayor <i>et al.</i> (2005)	Água superficial	Espanha	Foram detectados presença de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nas 33 amostras de água bruta, sendo que nas águas do rio as concentrações de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> variaram na faixa de 0,43 – 1,36 ooc. /L.
Machado <i>et al.</i> (2005)	Água superficial	Minas Gerais	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na água bruta de 0 a 3 ooc. / L e na água tratada não foram encontrados oocistos.
Carmena <i>et al.</i> (2006)	Água superficial	Espanha	Das 284 amostras de água, oocistos de <i>Cryptosporidium</i> foram encontrados em 63,5% das amostras de rio (n = 52), 33,3% das amostras do reservatório (n = 36), 15,4% em amostras de água bruta (n = 26), 22,6% de água bruta de pequena ETA convencional, em 30,8% em amostras de água tratada (n= 31) e em 26,8% das amostras de água de torneira (n=82).

n: número de amostras

(continuação) Tabela 3.1 - Estudos sobre ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* no Brasil e no Mundo. Adaptada de Nascimento (2009)

Karanis <i>et al.</i> (2006)	Água superficial, tratada, engarrafada, poço, nascente e águas residuárias	Rússia e Bulgária	Foram detectados oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em 30 de 166 amostras. Presença em água de torneira, superficial, poço e águas residuárias.
Lee <i>et al.</i> (2007)	Águas superficiais	Coréia do Norte	O número de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na água bruta apresentou-se na faixa de 0,45 a 5,5 ooc. /L.
Castro - Hermida <i>et al.</i> (2015)	Águas superficiais, subterrâneas e água tratada.	Galícia, Espanha	Das 254 amostras de água bruta os oocistos de <i>Cryptosporidium</i> foram detectados em 54,3% das amostras por IFAT* e em 44,8% por PCR, para água tratada 40,9% das amostras por IFAT e 40,1% por PCR.
Ramo <i>et al.</i> (2017)	Afluente (superficial e subterrâneo) e efluente de ETAs	Aragão, Espanha	Ocorrência de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em 55% das amostras das ETAs.

\*IFAT - imunofluorescence antibody test (teste de anticorpos para imunofluorescência)  
 \*PCR – Reação em Cadeia da Polimerase

### 3.2. LEGISLAÇÃO

A Portaria do Ministério da Saúde nº 56 de 1977 estabeleceu pela primeira vez no Brasil, as normas e padrões de potabilidade de água para consumo humano, em virtude do Decreto 79.367 do mesmo ano que atribuiu ao Ministério da Saúde a autoridade para elaborar essas normas e padrões de potabilidade. Essa Portaria foi revisada em 1990 e uma nova norma de padrão de potabilidade entrou em vigor mediante a Portaria do Ministério da Saúde nº 36/1990 (Nascimento, 2009 *apud* Bastos, 2003).

Entretanto, apenas alguns anos mais tarde foi que a legislação brasileira incluiu a preocupação quanto ao risco associado à presença de oocistos de *Cryptosporidium*. A Portaria do Ministério da Saúde nº 1.469 de 2000, que dispunha acerca da responsabilidade sobre o controle da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, recomendava, mas não obrigava, em seu artigo 11, §7º a inclusão de pesquisas de organismos patogênicos incluindo os oocistos de *Cryptosporidium sp.* tendo como meta um padrão de ausência. Além disso, estabeleceu valores de turbidez inferiores a 0,5 uT em

95% dos dados mensais e nunca superiores a 5,0 uT de turbidez residual do efluente filtrado, para assim assegurar a eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia spp* e oocistos de *Cryptosporidium*, quando submetidos à filtração rápida. Em 2004, a portaria nº 1469/2000 sofreu revisões sendo substituída pela portaria do Ministério da Saúde nº 518 sem apresentar mudanças no conteúdo acerca dos oocistos de *Cryptosporidium*.

Alguns anos mais tarde, a Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914 de 2011 aprimorou seu conteúdo em relação a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium*. Essa portaria foi revogada e transferida para o Anexo XX da Portaria de Consolidação MS nº 5 /2017, vigente no momento, não ocorrendo mudanças nos padrões estabelecidos anteriormente sobre a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium*. Essa portaria dispõe que:

- i. Quando for identificada média geométrica anual maior ou igual a 1.000 *Escherichia coli*/ 100 ml deve- se realizar monitoramento de cistos de *Giardia spp*. e oocistos de *Cryptosporidium spp*. no(s) ponto(s) de captação de água.
- ii. Quando a média aritmética da concentração de oocistos de *Cryptosporidium spp*. for maior ou igual a 3,0 oocistos/L no(s) ponto(s) de captação de água, recomenda-se a obtenção de efluente em filtração rápida com turbidez menor ou igual a 0,3 uT em 95% das amostras mensais ou uso de processo de desinfecção que comprovadamente alcance a mesma eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium spp*.
- iii. Entre os 5% das amostras que podem apresentar valores de turbidez superiores ao valor máximo permitido (VMP) estabelecido, o limite máximo para qualquer amostra pontual deve ser menor ou igual a 1,0 uT para filtração rápida e menor ou igual a 2,0 uT para filtração lenta.
- iv. A concentração média de oocistos de *Cryptosporidium spp* deve ser calculada considerando um número mínimo de 24 amostras uniformemente coletada ao longo de um período mínimo de um ano e máximo de dois anos.

Essa evolução da legislação brasileira acerca dos padrões de potabilidade é retratada na Figura 3.2, destacando a preocupação com a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* e o estabelecimento de diretrizes relativas ao monitoramento de oocistos no manancial de abastecimento, em função da densidade de coliformes.

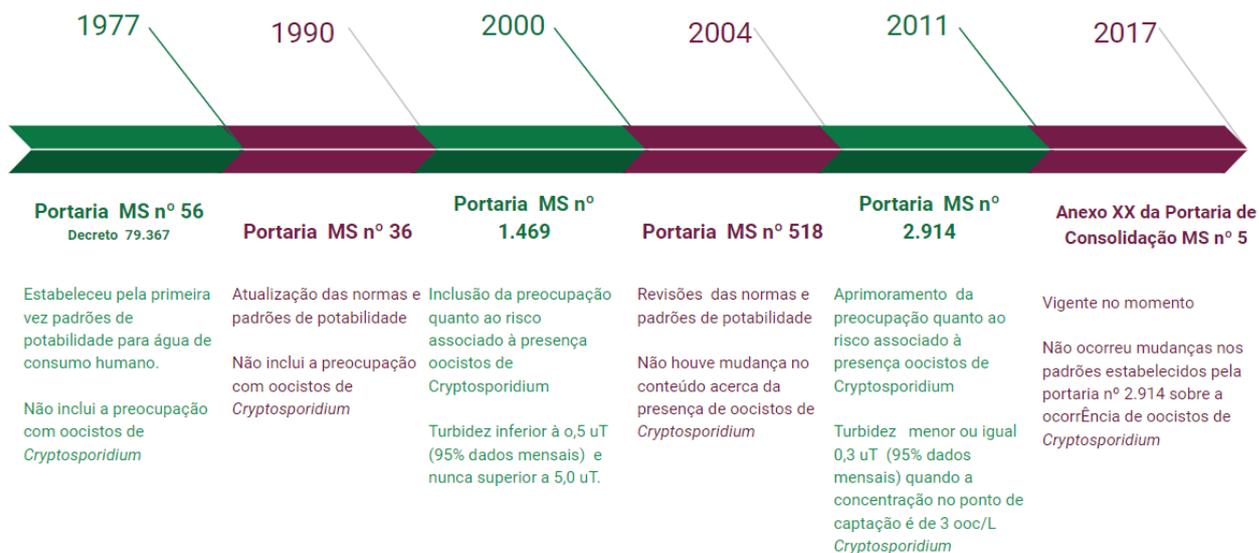


Figura 3.2 - Linha do tempo da legislação brasileira sobre padrões de potabilidade e diretrizes relativas ao monitoramento de oocistos de *Cryptosporidium* em mananciais de abastecimento de água.

Os Estados Unidos têm investido bastante em pesquisas, guias e regulamentos acerca da proteção de mananciais e do abastecimento seguro no país, principalmente após os surtos de Criptosporidiose como o de Milwaukee. O regulamento “Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule” (LT2ESWTR) foi criado para melhorar o controle de patógenos microbióticos, principalmente o oocisto de *Cryptosporidium*. Para o tratamento de águas superficiais foram criadas quatro categorias de tratamento (bins) de acordo com a concentração de oocistos na água bruta, indicando se é necessário ou não um tratamento adicional para o fornecimento de água segura, como demonstrado na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Classificação e requerimento de exigência para sistemas de filtração rápida. Modificado de U.S EPA (2010)

Para concentrações de <i>Cryptosporidium</i> (oocistos/L)	Classificação Bin	Requerimento de tratamento adicional	
		Filtração Convencional	Filtração Direta
< 0,0075	1	Sem tratamento adicional	Sem tratamento adicional
≥ 0,075 e < 1	2	1 log de tratamento	1,5 log de tratamento
≥ 1,0 e < 3,0	3	2 logs de tratamento	2,5 logs de tratamento
≥ 3,0	4	2,5 logs de tratamento	3 logs de tratamento

A Tabela 3.3 apresenta as tecnologias de tratamento complementares que podem ser usadas para garantir remoção de oocistos de *Cryptosporidium* indicadas na Tabela 3.2, assim como os créditos de eficiência, em log de remoção atribuída à nova etapa.

Tabela 3.3 – Componentes de opções para serem usadas em adição ao tratamento existente. Modificado de U.S EPA (2010)

Opções	Crédito de log de tratamento
Opção de Tratamento	
Filtro Combinado	0,5 log para turbidez do efluente menor ou igual a 0,15 uT em pelo menos 95% das amostras mensais.
Filtro Individual	1 log se o efluente do filtro individual fornecer turbidez menor ou igual a 0,3 uT em duas medições consecutivas
Demonstração de Performance	Crédito concedido pelo estado por meio de demonstração do processo de unidades ou de tratamento
Opção de Filtração Adicional	
Filtro “bag” ou “cartridge”	2 logs para o filtro individual e 2,5 para dois filtros em série
Filtração em membrana	Crédito de log equivalente a eficiência de remoção demonstrada em testes.
Filtração em Segunda Etapa	0,5 log creditado para a segunda unidade de filtração rápida em meio granular, quando a primeira unidade de filtração é precedida de coagulação.
Filtro Lento de areia	2,5 log quando utilizado como uma etapa de filtração secundária e 3,0 log quando utilizada como um processo de filtração primária

A Organização Mundial da Saúde (OMS) também tem um papel fundamental na segurança hídrica mundial, em seu documento “*Risk Assessment of Cryptosporidium in Drinking Water*” publicado em 2009, atribui créditos de remoção aos tipos de processos de tratamento por redução ou inativação de oocistos de *Cryptosporidium* de acordo com a literatura da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, traduzidos em log-créditos, como mostra a Tabela 3.4 para filtração. Segundo a OMS, esses créditos de log genéricos são úteis em uma avaliação do sistema para determinar a possível remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pelos processos de tratamento.

Tabela 3.4 – Crédito-log para remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por tipo de tratamento. Modificado OMS (2009)

<b>Tipo do processo</b>	<b>Remoção (log)</b>	<b>Parâmetros mais importantes para eficiência de remoção</b>
<b>Filtração</b>		
Filtração rápida em meio granular sem pré - coagulação	0,5	Taxa de filtração; reciclagem da água de retrolavagem
Filtração rápida e pré-tratamento com coagulação	2,5	Dose de coagulante, pH, temperatura, mistura, projeto de instalação, adição de polímeros, reciclagem da água de retrolavagem
Filtração lenta em areia	2 – 4	Presença de “schmutzdecke”, profundidade do filtro, temperatura, taxa de filtração
Filtração Lento	3	Taxa de filtração, profundidade do filtro, tamanho do poro, espessura do pré – revestimento, integridade do filtro
Filtração por Membrana	> 4	Integridade do sistema (membranas e conectores),
<b>Clarificação</b>		
Coagulação/ remoção dos flocos	1,6	Dose de coagulante, pH, temperatura, operação de remoção do floco, projeto de instalação, uso de polímeros, misturas

A OMS, no mesmo documento, apresenta um diagrama para determinar o nível de risco associado a um sistema de tratamento, com base na concentração de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta e na eficiência de remoção de oocistos dos processos de tratamento. Três níveis de riscos foram estabelecidos e apresentados na Figura 3.3:

- i. O risco de infecção considerado baixo foi relacionado a uma concentração de 0,003 em 100 litros. Essa concentração foi derivada da probabilidade de contaminação de  $10^{-4}$  pessoa/ ano.
- ii. Um nível de risco médio está relacionado com o limite de detecção analítica do *Cryptosporidium* de 0,3 oocistos em 100 litros. A probabilidade de infecção associada foi de  $10^{-2}$  pessoa/ ano.
- iii. Um alto nível de risco foi arbitrariamente estabelecido em 30 oocistos por 100 litros. A probabilidade de infecção foi associada a 0,6 pessoas/ ano.



Figura 3.3 – Diagrama para determinar o nível de risco associado a uma instalação de tratamento com base na concentração estimada de oocistos de *Cryptosporidium* na água de origem e na eficiência (créditos de log) dos processos de tratamento. Modificada de OMS (2009)

### 3.3. PROCESSOS DE COAGULAÇÃO E REMOÇÃO DE IMPUREZAS

A água bruta apresenta diversas impurezas, normalmente, com sua superfície carregada negativamente, o que impede que elas se aproximem e se agreguem formando flocos maiores para serem removidos da água por ação gravitacional ou através de meios porosos. (Di Bernardo *et al.*, 2017).

Os coloides imersos na água apresentam uma Dupla Camada Elétrica (DCE) que é dividida em duas regiões: a Camada Compacta (CC) ocorre devido ao acúmulo de íons positivos na interface sólido – líquido por causa da atração desses íons pela superfície negativa da partícula. Englobando essa primeira camada, íons negativos são atraídos pelos íons positivos da CC, que por sua vez atraem íons positivos de modo que os íons de ambas as cargas se encontram dispersos na denominada Camada Difusa (CD) (Di Bernardo *et al.*, 2017).

Em razão desse modelo, proposto por Stern, um potencial elétrico surge entre a solução aquosa e a superfície da partícula. Esse potencial elétrico, intitulado Potencial Zeta decresce exponencialmente passando pelas fronteiras da camada compacta a difusa sendo máximo na superfície da partícula e diminui com a distância como ilustra a Figura 3.4 (Di Bernardo *et al.*, 2017).

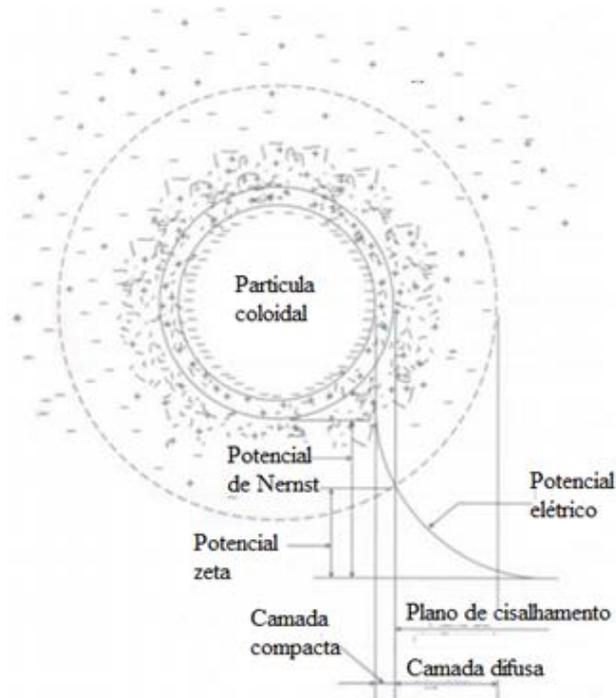


Figura 3.4 – Configuração esquemática da Dupla Camada Elétrica. Di Bernardo *et al.* (2017)

Quando dois coloides se aproximam ocorre a repulsão entre eles devido à interação entre as camadas difusas em decorrência de forças eletrostáticas. Existem também forças atrativas entre as partículas denominadas forças de Van der Waals. A interação entre as forças de repulsão e atração contribui para estabilidade do sistema. Logo, para promover a interação entre as partículas, substâncias químicas são adicionadas à água a ser tratada modificando suas características iniciais no processo de coagulação. O potencial Zeta é considerado a principal causa de estabilidade da dispersão coloidal, o início da coagulação se dá no momento em que o Potencial Zeta da partícula aproxima – se de zero. Nesse momento a repulsão entre partículas de mesma carga não é grande o suficiente para impedir que elas se agreguem (Di Bernardo *et al.*, 2003).

Segundo Ongerth e Pecoraro (1996), a carga líquida superficial, medida como mobilidade eletroforética e expressa como potencial Zeta, da maioria das partículas em águas superficiais em pH neutro é negativa e está na faixa de -1,2 a -2,4  $\mu\text{m/s/V/cm}$  e -15 a -30 mV, respectivamente. Os autores mensuraram a mobilidade eletroforética e calcularam o potencial zeta de oocistos de *Cryptosporidium* em água destilada e em água de rio não filtrada com 50 mg/L de sólidos dissolvidos totais, turbidez de 0,5 uT e 2,2 mg/L de COT, com concentração de oocistos inativos e viáveis em suspensão entre  $10^4$  e  $5 \times 10^4$

oocistos/ml; o pH da água foi ajustado para valores na faixa de 3 a 8. De posse dos valores de mobilidade eletroforética foi efetuado o cálculo do potencial zeta baseado na aproximação de Smoluchowski.

Os resultados obtidos sugerem que em pH neutro os oocistos de *Cryptosporidium* são carregados negativamente de forma similar ao das partículas naturais. A mobilidade eletroforética mensurada para os oocistos em água destilada foi de  $-2,7 \mu\text{m/s/V/cm}$  o que corresponde a um potencial Zeta de  $-35 \text{ mV}$ . Além disso, os autores constataram que o método de preparação e preservação dos oocistos, seja químico ou por calor, pode causar variação no potencial zeta do organismo e promover diferentes comportamentos em estudos laboratoriais ou pilotos em comparação aos oocistos viáveis. Tal observação pode ser constatada pela diferença do potencial zeta quando o organismo era viável em pH neutro  $-14,90 \text{ mV}$  e quando foi inativado quimicamente e por calor, o potencial zeta diminuiu para  $-6,31$  e  $-5,80 \text{ mV}$ , respectivamente.

Em concordância com tais resultados, Karaman *et al.* (1999) analisaram as propriedades elétricas superficiais dos oocistos de *Cryptosporidium* através de técnicas de microeletroforese e notaram que o potencial zeta depende do pH e que em pH acima de 2 o potencial zeta é negativo. Em água destilada e pH 5,7 o potencial zeta variou de  $-19$  a  $-36 \text{ mV}$ . Além disso, os autores encontraram um valor de pKa por volta de 2,5 sugerindo a presença de grupos superficiais carboxilato associados a glicoproteínas ou grupos fosfato.

Tufenkji *et al.* (2004) também mensuraram o potencial zeta dos oocistos de *C. parvum* em um experimento conduzido em uma coluna com areia de quartzo ultrapura e outro experimento em coluna com esferas de vidro de soda-cal uniforme. O potencial zeta determinado variou de  $-18$  a  $-30 \text{ mV}$  em pH entre 5,6 e 5,8 o que, segundo os autores, corrobora com relatos anteriores da literatura de potencial zeta dos oocistos oscilando entre  $-20 \text{ mV}$  e  $-30 \text{ mV}$ .

### **3.3.1. Mecanismos de Coagulação**

A coagulação é um processo físico – químico que acontece nas unidades de mistura rápida, e visa desestabilizar as partículas de impurezas para que posteriormente possam se aglomerar e serem removidas. Esse processo é essencial no tratamento de água mediante tecnologias de filtração rápida, como: filtração direta ascendente ou descendente, dupla filtração e para ciclo completo, também denominado ciclo convencional. Segundo Di

Bernardo *et al.* (2017), a coagulação depende de diversos fatores, como as características da água e das impurezas presentes, pH, alcalinidade, cor verdadeira, matéria orgânica, concentração de material em suspensão, temperatura, potencial zeta dos coloides, condutividade elétrica do meio, tamanho e distribuição das partículas em estado coloidal

A coagulação ocorre devido a quatro mecanismos relatados na literatura e descritos na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 - Mecanismos de coagulação descritos na literatura.

<b>Mecanismos</b>	<b>Descrição</b>	<b>Particularidades</b>
Compressão da dupla camada	Adição de contra íons que irão interagir com as partículas coloidais por meio de interação eletrostática, aumentando a densidade de cargas na camada difusa e reduzindo seu volume para manter a eletroneutralidade, de modo que as forças de Van de Waals sejam predominantes.	Não é um mecanismo efetivo para o tratamento de água para consumo humano.
Adsorção/neutralização de carga	Espécies hidrolisadas carregadas positivamente são adsorvidas pelo coloide causando a desestabilização da partícula.	<p>Relação estequiométrica entre dosagem de coagulante e concentração de partículas.</p> <p>A superdosagem pode acarretar na reestabilização da dispersão coloidal.</p> <p>A formação de flocos pequenos favorece o emprego desse mecanismo no tratamento de água por filtração direta.</p>
Varredura	A adição de sais metálicos em doses elevadas provoca a formação de precipitados de hidróxidos metálicos que fazem uma espécie de “captura” das partículas coloidais que são removidas juntas ao precipitado.	<p>Depende da dose de coagulante, do pH e da presença de alguns íons.</p> <p>Tende a formar flocos grandes, sendo mais utilizado nas estações de tratamento convencional.</p> <p>A superdosagem não leva a reestabilização do sistema coloidal.</p>
Adsorção/formação de pontes interpartículas	Uso de polímeros que são adsorvidos na superfície dos coloides e formação de pontes entre a superfície à qual estão aderidos e as outras partículas.	<p>Polímeros podem ser usados tanto como coagulantes, como auxiliares do mecanismo de adsorção e neutralização.</p> <p>O uso de polímeros como coagulantes devem promover a adsorção e neutralização de carga.</p>

Os sais de alumínio são comumente utilizados nas unidades de mistura rápida das estações de tratamento. Amirtharajah e Mills (1982) efetuaram uma extensa revisão literária que permitiu propor um diagrama com regiões de predominância dos mecanismos de coagulação empregando o sulfato de alumínio como coagulante de forma que fosse possível prever dosagens de coagulante e pH de coagulação ótima para os mecanismos de adsorção/neutralização de carga e varredura como ilustra a Figura 3.5. Para validar tal diagrama, o grupo realizou experimentos em Jar Test com dosagem de sulfato de alumínio de 1 – 40 mg/L em faixa de pH de 4 – 9, turbidez inicial de 17 a 27 uT e alcalinidade de 80 mg/L CaCO<sub>3</sub>. Para cada conjunto dose x pH foram estudados utilizando modelos de misturadores rápidos com gradientes de velocidade de 300 s<sup>-1</sup>, 1000 s<sup>-1</sup> e 16000 s<sup>-1</sup> seguidos de uma mistura lenta (25 s<sup>-1</sup>) e a turbidez sobrenadante sedimentada foi medida em intervalos de 15 min por 2 horas.

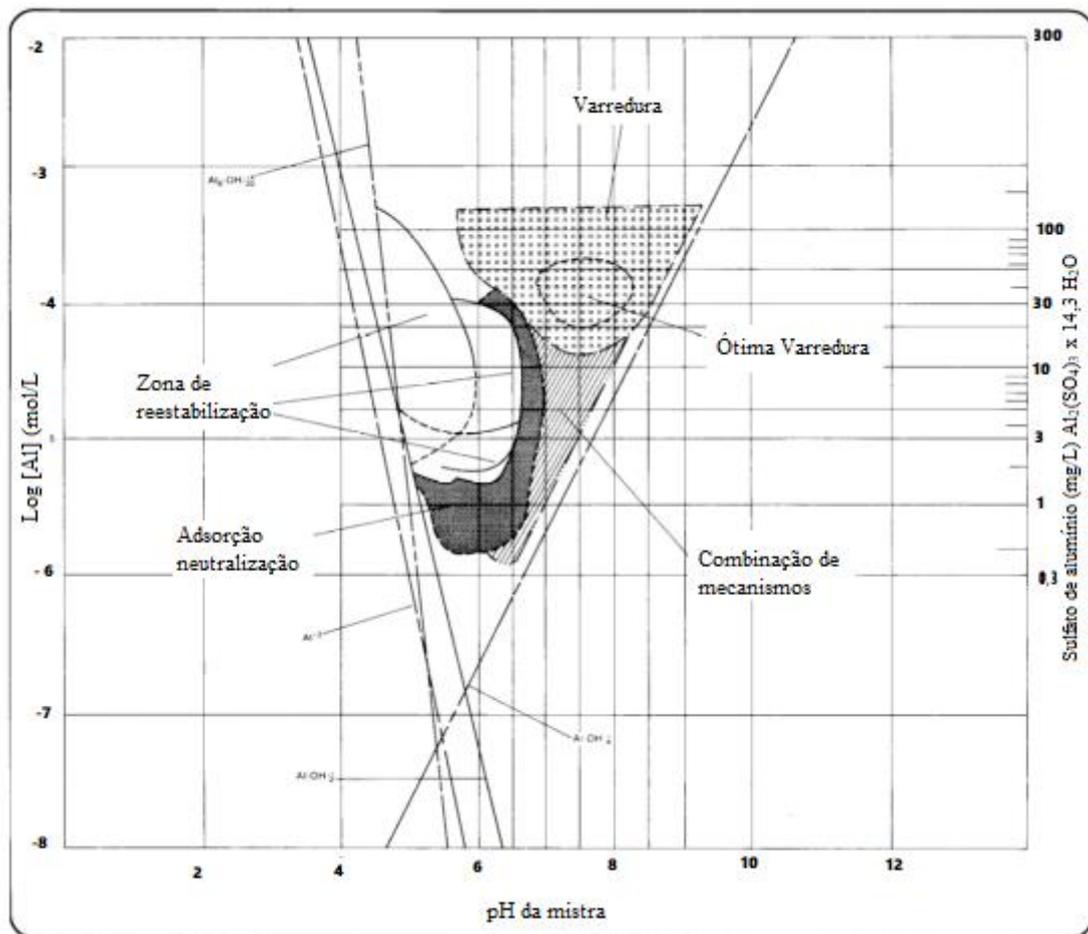


Figura 3.5 - Diagrama de coagulação por alumínio. Modificado de Amirtharajah e Mills (1982)

Foram propostas quatro regiões distintas de acordo com os pares de valores de “dosagem de coagulante (mg/L)” e o “pH de coagulação”. Dessa forma, pode-se observar que para dosagens de coagulante de 3 – 50 mg/L e pH na faixa de 4 a 6 a adsorção e neutralização de carga é o mecanismo predominante, enquanto a varredura vai predominar quando o pH estiver compreendido entre 6,5 a 8 e a dosagem de coagulante entre 30 e 80 mg/L.

Além da turbidez, a remoção de cor também é um fator importante no tratamento de água. Além das questões estéticas pode haver formação de subprodutos da desinfecção, alguns cancerígenos como os trihalometanos, quando a água com cor, causada pelas substâncias húmicas, é clorada.

Segundo Edwards e Amirtharajah (1985) a cor natural em águas superficiais ocorrem pela presença de substâncias húmicas na água bruta. Em seu estudo, os autores buscaram delimitar áreas de ótima remoção de cor em relação ao dígrama de coagulação para o sulfato de alumínio. Para isso, analisaram a remoção de cor causada por diferentes concentrações de ácidos húmicos através de ensaios de Jar Tests em amostras de água com concentrações de ácidos húmicos de 4,0 até 37,5 mg/L sem turbidez e com turbidez variando de 27 até 30 uT. A Tabela 3.6 apresenta as diferentes concentrações de ácidos húmicos avaliadas, assim como seu respectivo nível de cor.

Tabela 3. 6 - Concentrações de ácido húmico e cor verdadeira correspondente. Modificado de Edwards e Amirtharajah (1985)

<b>Nível de Cor</b>	<b>Concentração de Ácido Húmico (mg/L)</b>	<b>Cor Verdadeira (uH)</b>
Baixo	4,0	100
Médio	20,0	450
Alto	37,5	900

Para um nível de cor de 100 uH (4,0 mg/L) foram encontradas duas regiões de ótima remoção, a primeira que correspondia a faixas de pH entre 6 e 7 e dosagem de coagulante superiores a 12 mg/L que equivale a uma região onde a remoção de cor ocorre por meio da captura do ácido húmico pelo floco de hidróxido de alumínio. A segunda região abrange a faixa de pH de 4 – 4,75 e dosagem de sulfato de alumínio entre 10 e 80 mg/L, a presença de um limite superior de remoção caracteriza a ocorrência dos mecanismos de precipitação e neutralização de carga. Ao aumentar a concentração de ácidos húmicos para 20 mg/L (450 uH) observou-se a junção das duas regiões mencionadas anteriormente e a remoção ocorre na faixa de pH de 4 – 7,5, sendo a remoção ótima observada na região de pH de 4,5

– 5,75 e doses de sulfato de alumínio de 12 – 30 mg/L e a partir dessa faixa o aumento do pH requer um aumento de dosagem de coagulante. Por fim, para a concentração de ácidos húmicos de 37,5 mg/L (900 uH) verificou-se uma remoção de 90% em faixas de pH de 4 – 6,5 sendo a remoção ótima em pH de 4,5 – 5,5 e doses de sulfato de alumínio de 15 – 50 mg/L. Dessa forma, em linhas gerais, o aumento da cor na água sem turbidez requer condições de coagulação que correspondem a doses elevadas de sulfato de alumínio e pH baixos.

A Figura 3.6 apresenta a combinação das três concentrações iniciais de ácidos húmicos na água em um único diagrama de remoção de cor, na faixa de 100 a 900 uH, independentemente da concentração inicial de ácidos húmicos e observa – se a formação de duas regiões de remoção de cor. Na região que corresponde a faixa de pH de 4 a 4,75 e doses de sulfato de alumínio de 15 – 80 mg/L atuam os mecanismos de coagulação de precipitação do hidróxido de alumínio (carregado positivamente) e neutralização de carga. Já para a região de doses maiores que 30 mg/L e pH entre 5,75 e 7,5 atuam o mecanismo associados à formação do precipitado de hidróxido de alumínio.

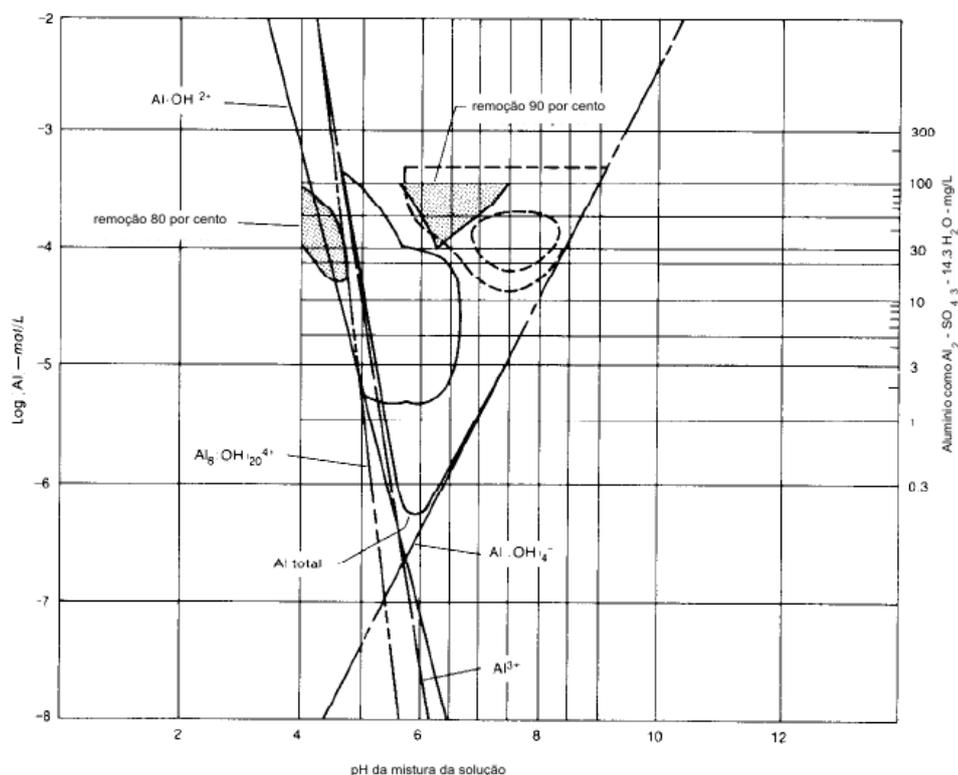


Figura 3.6 - Domínios comuns de remoção de cor (concentração inicial de ácido húmico de 4,0-37,5 mg / L [100-900 uH], ausência de turbidez). Modificado de Edwards e Amirtharajah (1985)

A segunda etapa do estudo contou com a adição de argila de sílica na água junto os com ácidos húmicos para a análise da influência da turbidez na remoção de cor. Os autores constataram duas regiões de ótima remoção, independentemente da concentração de ácidos húmicos, para uma faixa de 100 a 900 uH, similares às regiões ótimas encontradas para as matrizes que apresentavam apenas cor, Figura 3.7. Contudo, na matriz de menor nível de cor (100 uH), foi observado que a dosagem requerida de coagulante foi ligeiramente menor do que a apresentada nos experimentos conduzidos com apenas cor, levando a entender que para baixas concentrações de ácidos húmicos é mais fácil remover cor de água com turbidez do que apenas com cor. Tal observação foi atribuída ao fato de, em faixas de baixo pH, o aumento do número de partículas em suspensão aumenta a frequência de colisão, aumentando assim a cinética da floculação e para maiores faixas de pH, a turbidez pode fornecer locais de nucleação, favorecendo a precipitação de hidróxido de alumínio. Em relação aos mecanismos de coagulação na remoção de cor, em faixas de pH menores que 5,75 o mecanismo predominante foi a neutralização de carga e precipitação dos ácidos húmicos enquanto para faixas de pH maiores que 5,75, o mecanismo influente foi a varredura.

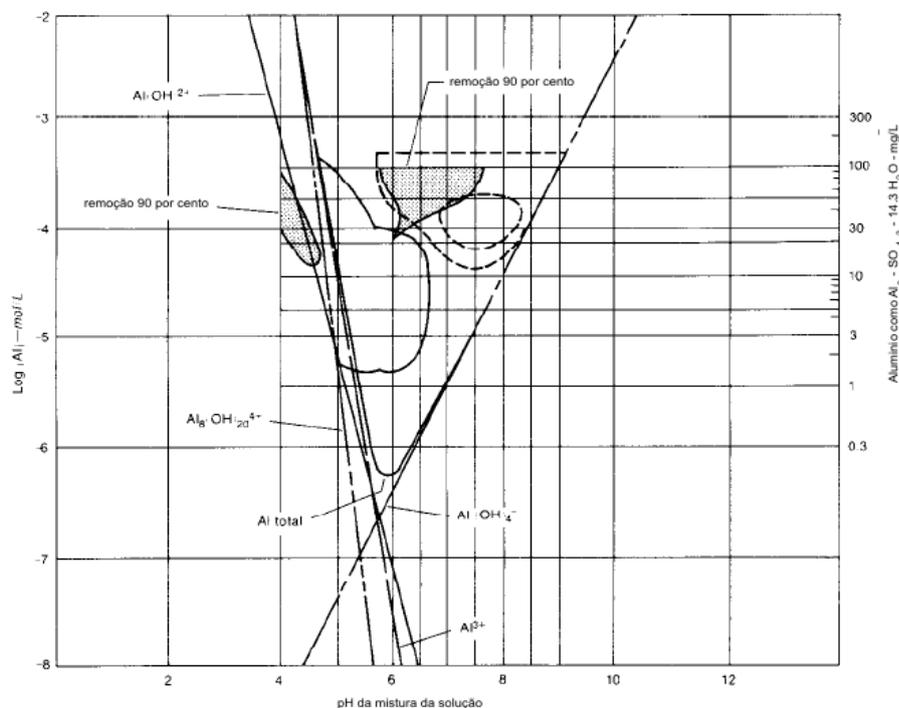


Figura 3. 7 - Domínios comuns de remoção de cor (ácido húmico inicial 4,0-37,5 mg / L [100-900 uH], turbidez 27 – 30 uT). Modificado de Edwards e Amirtharajah (1985)

Por fim, para a remoção de cor aparente, que se caracteriza pela remoção de cor e turbidez juntas, foi observado que a região de remoção de cor aparente geralmente corresponde às regiões de remoção de cor verdadeira, e para alcançar a remoção ótima é requerida uma dose um pouco mais alta de coagulante.

A remoção de microrganismos, como os oocistos de *Cryptosporidium* também é influenciada pela coagulação. Assim sendo, têm-se avaliado a influência das condições de coagulação e da qualidade da água bruta (turbidez, natureza do material em suspensão, matéria orgânica natural, dentre outros parâmetros) na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento de água por filtração.

States *et al.* (2002) avaliaram o uso de coagulação melhorada, que se caracteriza pelo uso de dosagens de coagulante mais elevadas e valores menores de pH de coagulação, na remoção de oocistos *Cryptosporidium*, carbono orgânico total (COT), turbidez e contagem de partículas por meio do emprego de baixos valores de pH de coagulação. O experimento foi realizado em escala piloto simulando o ciclo convencional com água bruta característica do rio Allegheny, Pensilvânia, Estados Unidos, com concentração média de oocistos inativos no afluente de  $2,8 \times 10^4$  oocistos/L. Foram avaliados três coagulantes comumente usados no tratamento de água, nas seguintes dosagens: 17 mg/L de sulfato de alumínio, 18 mg/L de cloreto férrico e 27,5 mg/L de cloreto de poli alumínio.

A remoção de oocistos de *Cryptosporidium* não foi influenciada pela diminuição do pH para nenhum dos coagulantes estudados, com exceção do primeiro ensaio em pH 5 para o sulfato de alumínio que apresentou uma remoção consideravelmente menor do que para as faixas de pH de 6,5 e 8. Portanto, repetiu-se esse ensaio e resultados melhores foram obtidos. Os autores não identificaram a causa ou o que levou a tal comportamento na remoção por sulfato de alumínio e, portanto, consideram erros no procedimento. Entretanto, é necessária a realização de mais estudos para inferir se essas condições de coagulação ( $\text{pH} < 5$ ) não são capazes de promover remoções eficientes de oocistos quando empregado o sulfato de alumínio.

Para avaliar a influência da temperatura na relação de pH e remoção de oocistos, os experimentos com cloreto férrico também foram realizados em águas de baixa temperatura, entretanto, nenhuma relação foi observada, sendo a remoção de oocistos em águas com temperaturas mais baixas tão eficiente quanto em águas mais mornas. Os resultados de

remoção de oocistos obtidos por States *et al.* (2002) para pH de coagulação de 5; 6,5 e 8 são apresentados na Figura 3.8.

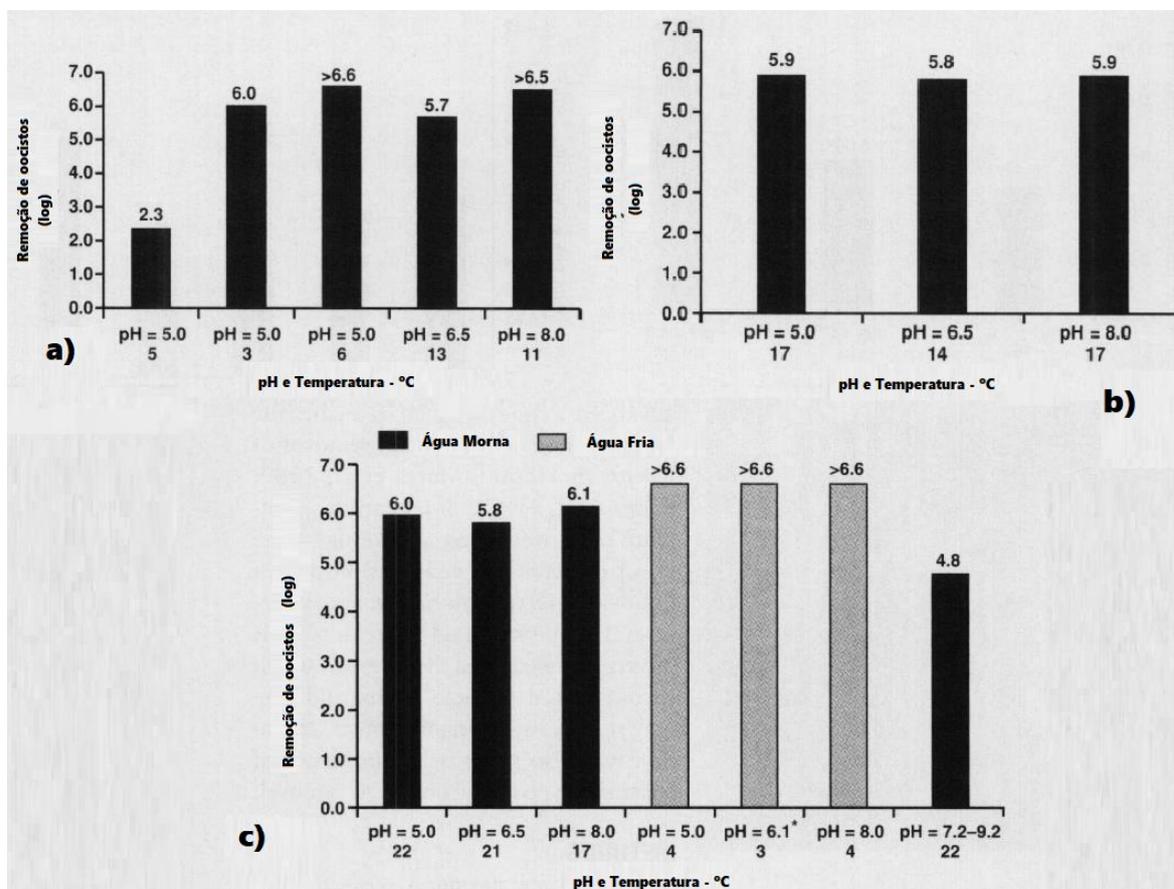


Figura 3. 8 - Remoção de *Cryptosporidium* usando como coagulante: (a) sulfato de alumínio (17 mg/L) (b) cloreto polialumínio (27,5 mg/L) (c) cloreto férrico (18 mg/L). Modificado de States *et al.* (2002)

Diferentemente da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, que não foi significativamente influenciada pela coagulação melhorada, os autores observaram que em geral, a remoção de carbono orgânico total aumentou substancialmente quando o pH de coagulação diminuiu de 8,0 para 5,0, sendo essa remoção mais significativa com o uso de cloreto férrico em que foi obtido uma aumento de remoção de 12 para 39% e para águas com temperaturas menores observou-se um aumento na remoção de 17 para 42%. O sulfato de alumínio apresentou o menor impacto na coagulação melhorada, promovendo apenas um aumento de 13% para 23% de remoção com a diminuição do pH.

### 3.4. FILTRAÇÃO

No tratamento de água para consumo humano o filtro tem um papel fundamental para que sejam atingidos os padrões de potabilidade da água, garantindo a sua qualidade. Como última operação de separação sólido - líquido a filtração é responsável pelo polimento final e consiste na remoção das partículas suspensas, coloidais e de microrganismos presentes na água. A sua operação se dá pelo escoamento da água através de um meio poroso onde as impurezas ficam retidas, até ocorrência do transpasse que indica a necessidade de lavagem do filtro (Di Bernardo *et al.*, 2017).

A filtração deve garantir uma boa remoção das impurezas presentes na água, para assim assegurar a efetiva desinfecção na fase seguinte do tratamento. Além disso, o filtro é indispensável para a retirada de cistos e oocistos de protozoários, como o *Cryptosporidium*, visto que, são estruturas mais resistentes à desinfecção por cloro, desinfetante mais usado nas estações de tratamento.

Os diversos arranjos de tecnologias para as estações de tratamento de água podem ser divididos em dois grandes grupos, o de filtração rápida, que ocorre quando a coagulação química é empregada, e a filtração lenta, que são as tecnologias sem coagulação. Dentre as tecnologias de filtração lenta pode-se citar: a filtração em múltiplas etapas (FIME) e a filtração lenta precedida de pré filtração dinâmica, que por envolver a predominância da atividade biológica opera com taxas de filtração mais baixas entre 2,5 a 10,0 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> dia. Na filtração rápida a remoção de impurezas ocorre com predominância dos processos físicos e químicos e compreende as tecnologia de filtração direta (ascendente ou descendente), dupla filtração e o ciclo completo, que apresentam taxas de filtração maiores, variando entre 120 a 600 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (Di Bernardo *et al.*, 2017).

O funcionamento de um filtro pode se dar tanto por ação de profundidade quanto por ação superficial, esse último se baseia no comportamento físico de uma peneira, sendo mais comum para a filtração lenta. Por outro lado, a filtração rápida ocorre preferencialmente por ação de profundidade, onde a retenção acontece sucessivamente na extensão da profundidade do meio granular, visto que os materiais que não forem aderidos nas primeiras camadas serão aderidos nas seguintes, pelo fenômeno de colmatação das subcamadas. Como as partículas são menores que os poros do meio filtrante, elas atravessam o mesmo mediante a atuação de mecanismos de transporte e podem aderir ao meio granular ou as partículas previamente depositadas. (Di Bernardo *et al.*, 2017). A

filtração em profundidade, diferente da filtração superficial, tem a vantagem de proporcionar carreiras de filtração mais longas de forma a reduzir a frequência de lavagens do filtro e ter maior produção volumétrica de água.

A filtração rápida, por ser um processo físico-químico de remoção das impurezas, irá depender da velocidade do escoamento da água, do tamanho dos grãos e das características específicas do meio filtrante bem como dos mecanismos de transporte, aderência e desprendimento.

### 3.4.1. Mecanismos da Filtração

A filtração é resultado de três mecanismos distintos: os mecanismos de transporte, que conduzem as partículas para as proximidades da superfície do grão coletor, os mecanismos de aderência, responsáveis por manter as partículas aderidas à superfície, e o mecanismo de desprendimento que ocorre quando a força de cisalhamento supera as de aderência causando o desprendimento da partícula do grão coletor, como ilustra a Figura 3.9 (Di Bernardo *et al.*, 2017).

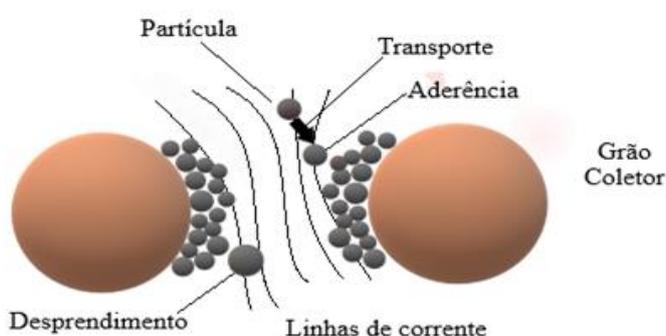
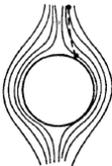
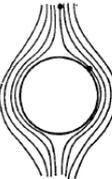
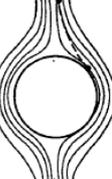


Figura 3.9 - Ilustração simplificada dos mecanismos de filtração. Modificado de Amirtharajah (1988)

As partículas de impurezas são menores que os interstícios ou poros do meio filtrante e seguem uma linha de corrente na água, em um primeiro momento, essas partículas podem ser transportadas por uma linha de corrente favorável ao encontro com o grão coletor ou em uma trajetória desfavorável. Os mecanismos de transporte de filtração são importantes para entender a trajetória da partícula em meio poroso, são eles: impacto inercial, interceptação, sedimentação, difusão e ação hidrodinâmica e estão descritos na Tabela 3.7 (Ives, 1970).

Tabela 3.7 - Mecanismos de transporte de filtração descritos na literatura

Mecanismo	Descrição	Particularidades	Representação
Impacto Inercial	Ação inercial de uma partícula muito acelerada que pode abandonar a sua linha de corrente e encontrar o grão coletor.	Pouco significativo para o tratamento de água para consumo humano.	
Intercepção	Intercepção de uma partícula em uma linha de corrente próxima ao grão coletor, em uma distância inferior a metade do tamanho da partícula.	Mais significativo com o aumento do tamanho das partículas e com a redução do tamanho do grão coletor.	
Sedimentação	A velocidade de sedimentação da partícula pode levar a abandonar a sua linha de corrente e atingir o grão coletor.	Mais relevante para partículas maiores que 1 $\mu\text{m}$ .	
Difusão Browniana	Ocorre em decorrência ao movimento aleatório dessas partículas.	É independente ao escoamento e característico de partículas menores que 1 $\mu\text{m}$	
Ação Hidrodinâmica.	Quando mais de uma linha de corrente influencia as partículas, gerando um gradiente de velocidade, conduzindo-a para uma linha de corrente de menor velocidade mais próxima da superfície coletora	Mais significativo em partículas com dimensões em torno de 10 $\mu\text{m}$	

Uma vez que as partículas de impurezas através dos mecanismos de transporte conseguem chegar à superfície do grão coletor elas são aderidas a superfície coletora através dos mecanismos de aderência, essas partículas podem se aderir tanto ao grão coletor quanto às partículas previamente aderidas resultando no acúmulo de impurezas na superfície dos

coletores. A eficiência do mecanismo de aderência depende das propriedades da superfície tanto da partícula quanto do grão coletor.

Como os grãos do meio filtrante submersos em água apresentam carga superficial negativa, dependendo da carga superficial da impureza, três situações diferentes podem acontecer. A primeira situação ocorre quando a partícula está estabilizada, ou seja, apresenta carga superficial negativa, dessa forma a partícula não consegue se aderir devido à existência de uma barreira energética entre partícula e o grão. A segunda situação ocorre quando há a reestabilização da partícula apresentando carga positiva, de forma que no primeiro momento favorece a interação partícula – coletor, porém à medida que as partículas vão se depositando e a superfície do acúmulo se torna positiva e essa eficiência diminui. E por fim, quando as partículas estão neutralizadas e há a predominância da força de Van der Waals, essa última situação é a situação ideal, principalmente quando há o emprego da filtração direta (Di Bernardo *et al.*, 2017).

Além disso, as interações entre partículas e grão coletor podem ocorrer por interações químicas, que muitas vezes se sobrepõem às eletrostáticas, através das ligações de hidrogênio, da troca iônica e da adsorção mútua. As partículas previamente retidas podem estar ligadas a algumas espécies hidrolisadas de alumínio ou de ferro, ou moléculas de polímeros que se encontram estendidas, formando uma espécie de ponte química. Por esse motivo a adsorção mútua é considerada a mais importante no processo de filtração (Di Bernardo *et al.*, 2017).

À medida que as subcamadas vão sendo ocupadas pela aderência das partículas a área para o escoamento diminui, aumentando a velocidade intersticial e assim as forças de cisalhamento superam as de aderência provocando o transpasse. Esse momento indica o final da carreira de filtração, ou seja, o filtro atingiu a sua capacidade de filtração sendo necessária a interrupção da operação e para efetuar a lavagem. A lavagem é sempre feita no sentido ascensional a uma certa velocidade que consiga provocar a fluidificação do meio filtrante, expansão do meio, permitindo que as impurezas sejam retiradas do meio filtrante.

### **3.4.2. Filtração Rápida aplicada ao Tratamento de Água**

Segundo a Norma Técnica Brasileira (NBR) 12216 de 1992, que estabelece parâmetros para o dimensionamento de estações de tratamento de água para abastecimento público, os

filtros rápidos são unidades destinadas a remover partículas em suspensão, em caso de a água tratada ser submetida a processo de coagulação, seguido ou não de decantação, ou quando comprovado que as partículas capazes de provocar turbidez indesejada possam ser removidas pelo filtro, sem necessidade de coagulação. Esses filtros podem ser de camada filtrante simples ou dupla, de fluxo ascendente ou descendente, sendo os de fluxo ascendente sempre de camada simples.

O conceito de múltiplas barreiras implica que um maior número de etapas no tratamento de água irá acarretar um maior grau de confiabilidade. À vista disso, a tecnologia de ciclo completo tem ganhado destaque, no Brasil e no mundo, esse arranjo envolve as etapas de coagulação, floculação, sedimentação ou flotação, filtração e desinfecção. Entretanto, a escolha da tecnologia de uma ETA irá depender de diversos fatores, como custo de implementação, operação e manutenção, espaço disponível, disponibilidade de mão de obra qualificada, qualidade do manancial, entre outros (Di Bernardo *et al.*, 2017). No ciclo completo é possível tratar água com cor e turbidez elevada, uma vez que a adição de sais de alumínio ou ferro na etapa de coagulação torna viável a produção de flocos maiores devido à predominância do mecanismo de varredura, facilitando as etapas de sedimentação ou flotação.

Outras tecnologias de tratamento simplificado também se baseiam no uso de filtros rápidos. Tais tecnologias são conhecidas como filtração direta e não envolvem a etapa de clarificação (sedimentação ou flotação) precedendo a filtração. A filtração direta se apresenta em três configurações diferentes como mostradas na Figura 3.10 (Di Bernardo *et al.*, 2003).

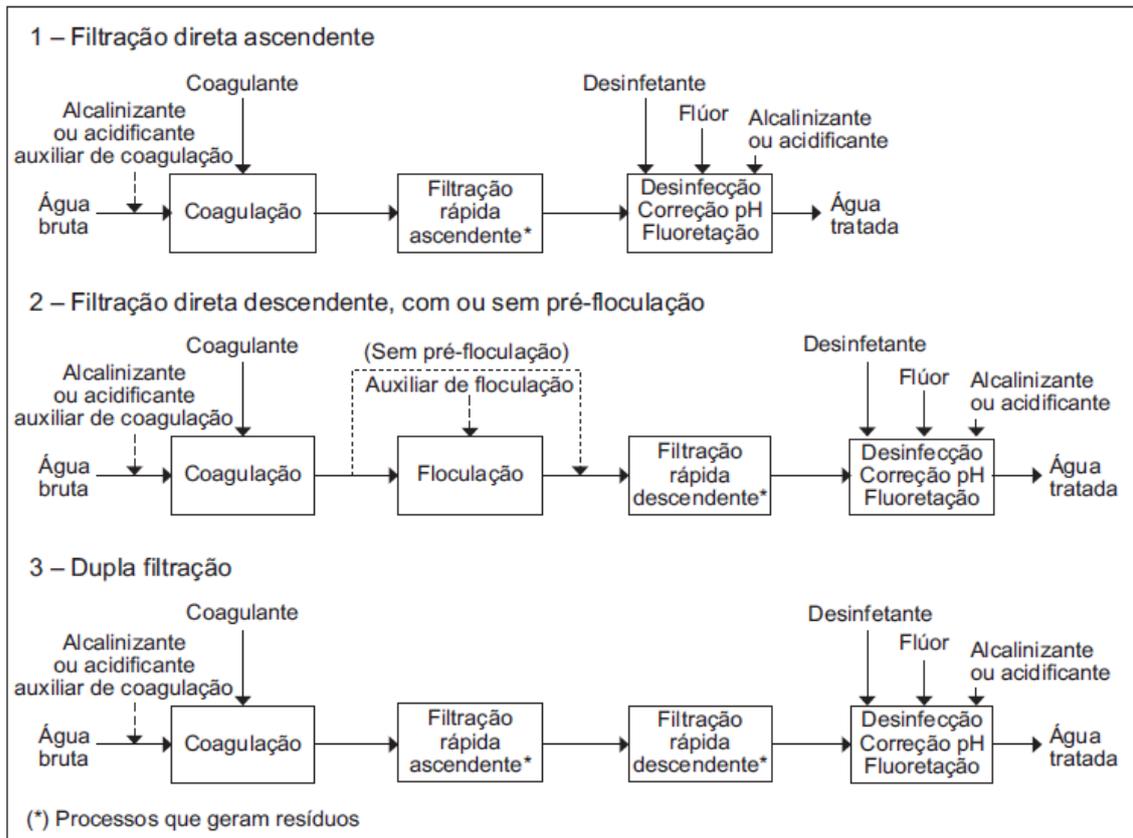


Figura 3.10 - Fluxograma esquemático das variantes tecnológicas de filtração direta (Di Bernardo *et al.* (2003))

A filtração direta descendente (FDD) recebe a água pela parte superior do filtro e tem o seu escoamento ocupando primeiro as subcamadas superiores até serem coletadas por tubulações instaladas no fundo falso. Essa tecnologia se constitui em alternativa tecnológica adequada ao tratamento de água de mananciais com turbidez e cor baixas. Segundo Di Bernardo *et al.* (2017) os pequenos flocos formados com baixa velocidade de sedimentação são difíceis de serem removidos por sedimentação ou floculação, devido ao uso de baixas dosagens de coagulante necessárias para neutralizar a carga superficial das partículas de impurezas. Dessa forma, a água bruta é coagulada no mecanismo de adsorção/neutralização de cargas, passando ou não por um floculador seguindo diretamente para o filtro.

Mesmo que a tecnologia de ciclo completo apresente mais barreiras físicas que a filtração direta descendente, essa última tecnologia apresenta algumas vantagens como, a redução de 30% a 50% nos custos com investimentos iniciais, menor custo de operação, menor consumo de coagulante ou alcalinizante, produção de menor volume de lodo e menos consumo de energia elétrica. Por outro lado, as desvantagens incluem a necessidade de

monitoramento contínuo dos principais parâmetros de qualidade da água bruta e filtrada e, caso ocorra qualquer mudança na qualidade da água bruta, o operador tem um tempo curto para realizar as mudanças necessárias nas condições operacionais. O tempo médio de permanência da água na ETA é relativamente pequeno para oxidação de substâncias orgânicas presentes na água bruta, a possibilidade de paralisação temporária da ETA, devido a erros de dosagem de coagulante e/ou alcalinizante e, por fim a dificuldade no tratamento de água com turbidez ou cor verdadeira elevada (Di Bernardo *et al.*, 2003).

O conhecimento acerca da qualidade da água bruta e sua variação sazonal são essenciais para a escolha da tecnologia de tratamento e a adoção dos principais parâmetros de projeto e dimensionamento. As características físicas da água, como cor e turbidez, sabor e odor podem ser determinantes na escolha da tecnologia de tratamento. Além disso, a presença de microrganismos patogênicos em mananciais como bactérias, vírus e protozoários, podem trazer sérios problemas de saúde à população caso não sejam retirados no tratamento de água). Na Tabela 3.8 apresenta as características da água bruta, os valores máximos assim como a frequência de ocorrência recomendados para o emprego da tecnologia de filtração direta proposta por Di Bernardo *et al.* (2017).

Tabela 3.8 - Limites máximos e frequência de ocorrência de características da água bruta para o emprego de FDD - Di Bernardo *et al.* (2017)

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor Limite</b>
Turbidez (uT)	95% do tempo < 25
	100% do tempo < 100
Cor verdadeira (uH)	95% do tempo < 25
	100% do tempo < 50
Sólidos suspensos totais (mg/L)	95% do tempo < 50
	100% do tempo < 75
Densidade de algas (UPA/mL)	90% do tempo < 500
	100% do tempo < 1000
Escherichia coli (NMP/100 mL)	95% do tempo < 100
	100% do tempo < 500
Coliformes totais (NMP/100 mL)	95% do tempo < 500
	100% do tempo < 2500
Sólidos suspensos totais (mg/L)	95% do tempo < 500
	100% do tempo < 2500
Densidade de algas (UPA/mL)	95% do tempo < 1
	100% do tempo < 2

Para filtros rápidos descendentes, como pode-se observar da Tabela 3.8 trabalha com risco microbiológico baixo, visto que para *E. coli* a limitação para o emprego dessa tecnologia é de 100 NMP/ 100 mL em 95% , além disso, a Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 considera que deve-se monitorar a presença de oocistos de *Cryptosporidium* se a média for de 1.000 *Escherichia coli*/ 100 ml. Portanto, como recomendação essa tecnologia de tratamento é indicada para água com baixo risco microbiológico.

Por outro lado, dentre as tecnologias de filtração rápida, a filtração direta ascendente (FDA) se caracteriza pelo sentido de escoamento ascendente da água a ser filtrada que é coletada na parte superior do filtro através de calhas de coleta. As principais vantagens do uso da filtração direta ascendente em relação à filtração direta descende estão no sentido do escoamento ser em direção à diminuição da granulometria do material filtrante o que provoca menor perda de carga e, conseqüentemente, maior tempo de operação, emprego de leito estratificado, dependendo da qualidade da água pode-se dispensar o floculador, dispensa o uso de polímeros que podem ser necessários para a filtração direta descende. Em contra partida, taxas mais elevadas de filtração podem provocar a fluidificação indesejável, além de necessitar de um cuidado operacional redobrado na hora da lavagem visto que a tubulação da água de lavagem é o mesmo canal da água filtrada. Além disso, esta tecnologia exige um melhor sistema de drenagem visto que a água bruta que alimenta o filtro entra pelo fundo falso e problemas de obstrução na drenagem não são facilmente visualizados (Di Bernardo *et al.*, 2003).

## 4. METODOLOGIA

Para alcançar os objetivos propostos neste trabalho, duas etapas principais foram desenvolvidas e apresentadas na Figura 4.1. Na etapa inicial foi realizada uma pesquisa bibliográfica com foco na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento de água para consumo humano por tecnologias baseadas em filtração rápida. Dessa forma, foram consultadas obras e artigos técnico-científicos em várias bases de dados disponibilizadas no portal de periódicos da CAPES, como Scopus, Science Direct, Scielo, ProQuest, entre outras. As obras e artigos consultados abrangeram um período compreendido entre 1995 e 2020.

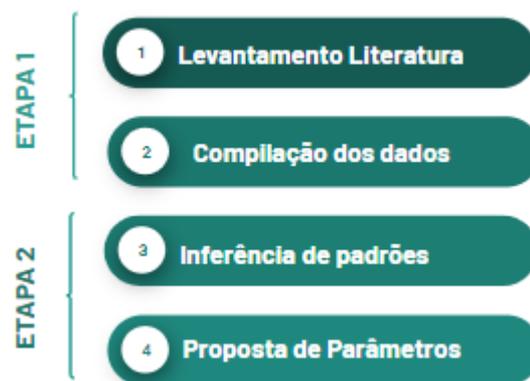


Figura 4.1 - Esquema da Metodologia aplicada

A primeira etapa consistiu na investigação da bibliografia referente à remoção de oocistos no tratamento de água para consumo humano através de tecnologias de filtração rápida, convergindo até os trabalhos que abordaram a filtração direta para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, como ilustra a Figura 4.2.

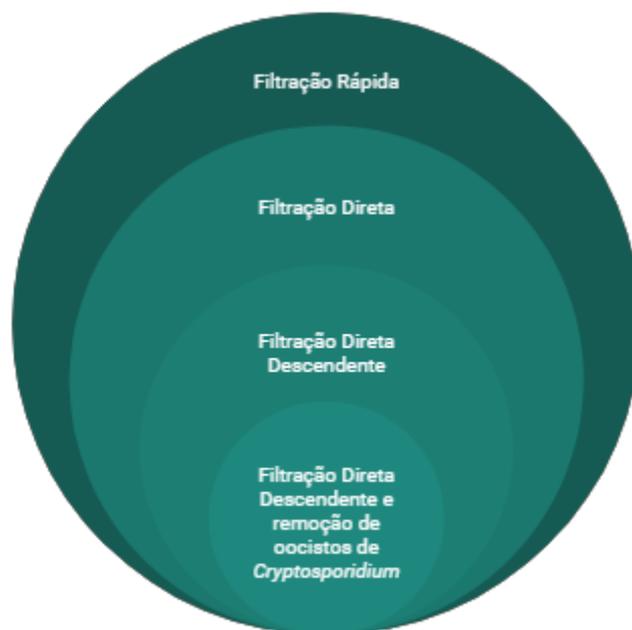


Figura 4.2 - Esquema de seleção de estudos acerca da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*

A partir da pesquisa bibliográfica, os resultados sobre a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta foram sistematizados em relação aos seguintes aspectos: influência da qualidade de água bruta, coagulantes e condições de coagulação, parâmetros operacionais e de projeto dos filtros, características superficiais e propriedades eletrocinéticas dos oocistos de *Cryptosporidium* e eficiência em log de remoção de oocistos.

Uma vez efetuada a identificação das condições que favorecem a remoção efetiva de oocistos de *Cryptosporidium* a próxima etapa consistiu na análise comparativa das condições de coagulação e dos parâmetros de projetos recomendados na literatura com aqueles recomendados pelas normas técnicas vigentes para o tratamento de água por filtração direta e para o tratamento de água contaminada com oocistos de *Cryptosporidium* com o intuito de propor condições de coagulação (pH e doses de coagulante) e valores de parâmetros de projeto de filtros diretos descendentes que favorecem a remoção dos oocistos desse protozoário.

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

O presente trabalho se sucedeu de forma a sistematizar resultados da literatura com vista a identificar as condições de coagulação e de operação dos filtros diretos descendentes para a remoção efetiva de oocistos de *Cryptosporidium* através da convergência das informações relativas à remoção de oocistos nas tecnologias de filtração rápida até se concentrar nas tecnologias de filtração direta, explorando as suas características de projeto e operacionais.

### **5.1. COMPARAÇÃO DAS RECOMENDAÇÕES TÉCNICAS E NORMAS VIGENTES PARA DIMENSIONAMENTO DE FILTROS DIRETOS E OS RESULTADOS DOS ESTUDOS SOBRE REMOÇÃO EFETIVA DE OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* POR FILTRAÇÃO DIRETA**

Dentre as tecnologias de filtração rápida, tanto a filtração convencional, quanto a filtração direta têm sido objeto de estudo em relação à remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Apesar de a filtração convencional apresentar mais barreiras no tratamento de água, o trabalho realizado por Nieminski e Ongerth (1995) com a finalidade de comparar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* por filtração direta e convencional, mostrou que, para experimentos em escala piloto, não foram encontradas diferenças significativas entre ambas as tecnologias, o que pode ser notado na Tabela 5.1. Entretanto, não foi possível realizar a comparação entre a eficiência de remoção para as duas tecnologias avaliadas durante os experimentos em escala real devido à diferença de qualidade e temperatura da água, visto que, os experimentos de filtração convencional foram executados durante o verão, quando o tratamento era mais complicado devido a maior turbidez da água bruta, enquanto os experimentos de filtração direta foram conduzidos no fim do outono, em águas de mais fácil tratamento.

Tabela 5.1 - Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta e convencional em escala real e piloto

<b>Tecnologia</b>	<b>Coagulante</b>	<b>Remoção oocistos de <i>Cryptosporidium</i></b>
<b>Ensaios em Escala Piloto</b>		
Filtração Convencional	12 mg/L de sulfato de alumínio 1,3 mg/L de polímero catiônico	2,98 log (s= 0,64, n= 8)
Filtração Direta	6 mg/L sulfato de alumínio 3 mg/L de polímero catiônico 0,01 mg/L polímero aniônico*	2,97 log (s =0,89, n = 6)
* auxiliar de coagulação		
<b>Ensaios em Escala Real</b>		
Filtração Convencional	5,9 a 8,0 mg/L de Cloreto de poli alumínio	2,25 log (s =0,47, n =4)
Filtração Direta	0,47 a 0,54 mg/L de polímero catiônico	2,79 log (s=0,89, n = 6)

s: desvio padrão

n: número de amostras analisadas

Os estudos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta ascendente são menos frequentes que a avaliação da filtração direta descendente ou por ciclo convencional. Nascimento *et al.*. (2020) avaliaram a eficiência de um filtro direto ascendente em escala piloto na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* inoculados na água do Lago Paranoá, Brasília/DF em concentrações de  $10^2$  a  $10^3$  oocistos/L. Os ensaios de filtração foram realizados empregando água de estudo com turbidez baixa (2,7 a 4,8 uT) e turbidez moderada, induzida com caulinita (30 uT), cor verdadeira < 15 uH, alcalinidade < 30 mg CaCO<sub>3</sub>/L, COD < 1,5 mg/L e pH 6 – 7,3. Um filtro de camada simples de areia de 1,86m com granulometria decrescente do fundo para o topo do meio filtrante, foi operado em taxa de filtração constante de 120 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia utilizando o sulfato de alumínio como coagulante em doses de 2,7 a 4,8 mg/L para baixa turbidez e de 12 a 22 mg/L para turbidez moderada da água de estudo.

A remoção de oocistos durante a operação estável do filtro variou de 2,8 até > 4,2 log, atingindo o nível de remoção recomendado pela USEPA de 2,5 log para as tecnologias de filtração direta. Para os experimentos conduzidos com baixa turbidez da água de estudo, durante o amadurecimento do filtro a média de remoção de oocistos foi de 2,91 log, enquanto durante a operação estável foi maior que 3,87 log.

Os autores compararam as remoções fornecidas pelo filtro ascendente com as remoções obtidas no estudo conduzido por Fagundes (2006) em um filtro piloto direto descendente de camada simples de areia de 1,1 m, taxa de filtração de 210 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia e água bruta

procedente do mesmo manancial de abastecimento. Para poder efetuar a comparação entre as eficiências de remoção de oocistos dos filtros diretos ascendentes e descendentes, os autores consideraram as diferenças dos parâmetros de projeto e operacionais entre ambas as tecnologias. e observaram uma remoção de mais de 1,5 log maior para a filtração direta ascendente sugerindo que para águas com baixa turbidez e oocistos de *Cryptosporidium* essa tecnologia de FDA apresenta-se como uma opção tecnológica promissora. Nesse sentido, o estudo apontou que a FDA possui maior número de grãos coletores e maior profundidade do meio filtrante, aliado a uma taxa de filtração menor o que favoreceu a maior retenção dos oocistos.

Contudo, os resultados de Nascimento *et al.*, (2020) somados a carência de estudos sobre remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta ascendente salienta a necessidade de aprofundar estudos acerca da remoção desses oocistos por FDA, uma vez que segundo Di Bernardo *et al.* (2003), já no início do século XXI havia mais de 300 ETAs por filtração direta ascendente no Brasil. Dessa forma, é necessário continuar a desenvolver estudos sobre a remoção de oocistos por filtração direta ascendente para poder confirmar os resultados obtidos por Nascimento *et al.* (2020) e ainda avaliar outras etapas da operação do filtro, além da operação estável e amadurecimento, como também a fase final de operação, visto que, em seu estudo os autores não conseguiram alcançar a etapa de arraste.

Apesar de a FDA apresentar menor perda de carga e, conseqüentemente, conseguir operar por mais tempo, a FDD permite aplicar taxas de filtração maiores o que significa maior volume de água tratada e, portanto, um maior alcance no atendimento à população abastecida. A filtração direta descendente tem se mostrado eficiente na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, Edzwald e Kelley (1998) verificaram, por meio do levantamento de vários estudos, uma remoção de oocistos de *Cryptosporidium* variando de 2,7 log até 4,9 log a depender das características do meio filtrante, do coagulante e das taxas de filtração.

A partir do resultado da pesquisa exploratória, o presente trabalho apresenta a compilação dos parâmetros de vários estudos sobre a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente, exibidos na Tabela 5.2, incluindo os apresentados por Edzwald e Kelley (1998). No geral, pode-se observar que a filtração direta descendente e escala piloto consegue garantir uma remoção de oocistos satisfatória, atingindo, em alguns

estudos, remoções superiores a 5 log. Entretanto, diversos fatores podem influenciar na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* na FDD como, os aspectos de projeto e de operação do filtro, o tipo e dosagem de coagulante, o regime hidráulico de operação, as características da água bruta e o estado dos oocistos utilizados nos experimentos (ativo, inativo ou substituto), o que pode influenciar as características superficiais e as propriedades eletrocinéticas dos mesmos.

É importante ressaltar que a grande maioria dos estudos sobre remoção de oocistos por filtração rápida tem sido realizada em escala piloto onde é possível controlar bem as condições operacionais, como a coagulação, as taxas de filtração e a qualidade da água efluente, de forma que, quando extrapolada para a escala real, as remoções tendem a ser menores que para escala piloto.

Diversos fatores podem interferir na operação de filtros em escala real: problemas hidrodinâmicos, como curtos-circuitos, zonas mortas e caminhos preferenciais através do meio filtrante, e a própria presença dos oocistos em ambientes naturais que podem estar aderidos a partículas e podem ser mais resistentes, visto que para as condições bem controladas da escala piloto os oocistos são inoculados artificialmente. Dessa forma, os parâmetros de projeto e condições operacionais que oferecem eficiências satisfatórias de remoção de oocistos em escala piloto devem ser aplicados aos sistemas de tratamento em escala real de forma criteriosa. Em vista disso, como poucos estudos foram realizados monitorando os oocistos no sistema de tratamento em escala real, nota-se que ainda é preciso avançar nesses estudos para que se possa estabelecer uma relação entre a eficiência de remoção em escala piloto e em escala real e obter fatores de correções para cada tecnologia.

Tabela 5.2 - Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta em escala piloto

Referência	Características da Água Bruta	Coagulante (mg/L)	Concentração e estados dos oocistos	Características do Filtro		Remoção (Log)	
				Meio Filtrante	Fluxo		
Ongerth e Pecoraro (1995)		Sulfato de Alumínio	Viáveis 6,7x10 <sup>6</sup> ooc./L	Múltiplas Camadas		Fluxo e carga constante Q: 0,23 m <sup>3</sup> /h TF: 300 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> dia	2,7 – 3,1 <sup>a</sup> 1,5 <sup>b</sup>
		10 mg/L <sup>a</sup>		Antracito (45,7 cm)	D <sub>e</sub> : 1,0 -1,1 mm CD: 1,5		
		5 mg/L <sup>b</sup>		Areia (22 cm)	D <sub>e</sub> : 0,45 – 0,55 CD: 1,85		
Nieminski e Ongerth (1995)	pH : 7,5 T: 4 – 23 uT COT: 1,5 – 3,0 mg/L Baixa Absorbância	Sulfato de Alumínio 6 mg/L <sup>c</sup>	Inativos por calor e formalina 1,25 x 10 <sup>6</sup> ooc./L	Dupla Camada		Q: 0,11 m <sup>3</sup> /h TF: 327 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	2,97
		Pol. Catiônico 3 mg/L		Antracito (50,8 cm)			
		Pol. Aniônico 0,01 mg/L <sup>d</sup>		Areia (61cm)			

Continuação Tabela 5.2 - Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta em escala piloto

		Dupla Camada			<u>Sulfato de Alumínio</u>			
Dugan e Williams (2004)	T: 0,2 -0,28 uT	Sulfato de Alumínio 20 mg/L	Viáveis	Antracito	D <sub>e</sub> : 1,0 mm	Q: 0,027 m <sup>3</sup> /h	>4,2 (TF <sub>1</sub> , 20° C)	
	Pa: 6,6 – 10 x (10 <sup>3</sup> ) partículas/mL			(51 cm)	CD: 1,3	TF <sub>1</sub> : 120 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	1,9 (TF <sub>2</sub> , 20 °C)	
	COT: 1,5 – 2,3 mg/L	Cloreto Férrico 10 mg/L	10 <sup>5</sup> ooc/L	Areia	D <sub>e</sub> : 0,44 mm	TF <sub>2</sub> : 240 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	<u>Cloreto Férrico</u>	
	pH: 7,9 – 8,1			(25 cm)	CD: 1,4		>4,2 (TF <sub>1</sub> , 20 °C)	
A: 73 – 84 mg CaCO <sub>3</sub> / L						>4,1 (TF <sub>2</sub> , 20 °C)		
	DT: 150 mg/L						>4,2 (TF <sub>1</sub> , 4,5 °C)	
							1,4 (TF <sub>2</sub> , 4,5° C)	
		Dupla Camada						
Emelko (2003)	Água declorada	Sulfato de Alumínio 5 mg/L <sup>e</sup>	Viáveis e inativos quimicamente	Antracito	D <sub>e</sub> : 0,98 mm	Taxa declinante Carga constante	<u>Inativos</u>	<u>Viáveis</u>
				(70 cm)	CD: 1,5		5,3 <sup>e</sup>	5,1 <sup>e</sup>
				Areia	D <sub>e</sub> : 0,5 mm		4,6 <sup>f</sup>	4,8 <sup>f</sup>
				(30 cm)	CD: 1,5		0,8 <sup>g</sup>	0,6 <sup>g</sup>
		Múltiplas Camadas						
	T: 3,5 ut induzida por caulinita		10 <sup>5</sup> ooc/L	Antracito	D <sub>e</sub> : 0,98 mm	TF: 180 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	<u>Inativos</u>	<u>Viáveis</u>
				(65 cm)	CD: 1,5		5,4 <sup>e</sup>	5,3 <sup>e</sup>
				Areia (25 cm)	D <sub>e</sub> 0,5 mm		4,8 <sup>f</sup>	5,1 <sup>f</sup>
					CD: 1,5		1,1 <sup>g</sup>	0,8 <sup>g</sup>
				Granada	D <sub>e</sub> : 0,32 – 0,38			
				(10 cm)	CD: 1,4			

Continuação Tabela 5.2 - Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta em escala piloto

				Camada Simples		TF <sub>1</sub> : 120 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	0,5 – 1,6 <sup>h</sup> 2,1 – 3,9 <sup>i</sup> 3 – 4 <sup>j</sup>	
				Areia (160 cm)	D <sub>e</sub> : 0,5 mm CD: 1,55			
Gitis (2008)	Água declorada 10 mg de caulinita	Sulfato de Alumínio 20 mg/L	8x10 <sup>6</sup> ooc/L	Dupla Camada		TF <sub>2</sub> : 240 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	<u>Sulfato de Alumínio</u> 4,4 <sup>a</sup> 2,1 <sup>b</sup> 0,3 <sup>k</sup>	
				Antracito (52 cm)	D <sub>e</sub> : 0,98 mm CD: 1,5			
Brown e Emelko (2009)	Água declorada T: 2,5 – 5,0 ut Ph: 6,9 – 7,6 A: 300 -330 mg/L	Cloreto de Ferro 3 mg/L <sup>a</sup> 1,5 mg/L <sup>b</sup>	Inativos por Formalina 10 <sup>5</sup> ooc/L			Taxa constante Carga crescente TF: 250 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	<u>Cloreto Férrico</u> 4,1 <sup>a</sup> 1,3 <sup>b</sup> 0,3 <sup>k</sup>	
				Areia (20 cm)	D <sub>e</sub> : 0,5 mm CD: 1,5			<u>Quitosana</u> 4,2 <sup>a</sup> 2,0 <sup>b</sup> 0,8 <sup>k</sup>

Continuação Tabela 5.2 - Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta em escala piloto

Fernandes <i>et al</i> (2010)	T: 3,8 – 24,8 ut pH: 61 -6,7 A: 3 – 6	Sulfato de Alumínio	10 <sup>2</sup> – 10 <sup>3</sup> ooc/L	Dupla Camada		Carga constante TF: 210 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	1,4 – 2,4 <sup>f</sup> 1,4 – 3,2 <sup>e</sup>
		6 – 9 mg/L <sup>a</sup> (pH: 6,8 -6,9) <sup>p</sup> 3 – 4 mg/L <sup>a</sup> (pH: 5 – 5,5) <sup>p</sup> 25 mg/L <sup>1</sup> (pH: 6,3 -6,7) <sup>p</sup> 25- 60 mg/L <sup>1</sup> (pH: 5,0 – 5,5) <sup>p</sup>		Antracito (55 cm)	D <sub>e</sub> : 0,92 mm CD: 1,52		
Wang <i>et al</i> (2018)	Te: 3,3±2,9 ° C Ph: 7,7 ± 0,1 A: 0,013±0,004 T: 1,5 ±0,3 Ut COT 1,2 ± 0,4 mg/L	Sulfato de alumínio	Microesferas 3,2 x 10 <sup>8</sup> me/L	Dupla Camada		Carga constante Taxa Declinante 360m/dia - 288 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /d	3 – 4,4
		9 mg/L Polímero 0,22 mg/L		Antracito (45,7 cm)	De = 1,0 - 1,1 mm		
				Areia (30,5 cm)	De = 0,45 -0,55 mm		
Q: Vazão		COT: Carbono Orgânico Total		A: Alcalinidade			
TF: Taxa de Filtração		Ooc: oocistos		DT: Dureza Total			
T: Turbidez		Pa: Partículas		Te: Temperatura			
a: Dosagem ótima de coagulante				h: Coleta de Amostra em 10 cm de profundidade do meio filtrante			
b: Subdosagem de coagulante				i: Coleta de Amostra em 40 cm de profundidade do meio filtrante			
c: Para turbidez alta utilizou-se 30 mg/L				j: Coleta de Amostra em 80 cm de profundidade do meio filtrante			
d: Auxiliar do filtro				k: Sem coagulante			
e: Operação estável do filtro				l: Superdosagem			
f: Período de Amadurecimento do Filtro				p: pH de coagulação			
g: Falha na coagulação							

A influência dos fatores de projeto e operacionais na remoção de oocistos, assim como a comparação entre as sugestões da literatura e as normas e recomendações vigentes para o dimensionamento de filtros diretos descendentes serão apresentados nos itens seguintes.

### 5.1.1. Qualidade da água Bruta

A filtração direta surgiu como uma alternativa simplificada da tecnologia de ciclo completo para o tratamento de água com baixos níveis de turbidez e cor. Para essa tecnologia de tratamento a turbidez tem sido limitada, por muitos pesquisadores, em 25 uT e sólidos suspensos totais de 50 mg/L, embora possam ocorrer picos de turbidez de até 100 uT em períodos menores que 12 h. Já a presença de matéria orgânica natural, principalmente substâncias húmicas, medidas em termo de cor verdadeira são limitadas em 50 uH enquanto o teor de carbono orgânico total não deve superior a 5 mg/L para o uso da FDD (Di Bernardo *et al.*, 2017).

Nos estudos apresentados na Tabela 5.2, que abordam a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente, os valores de parâmetros importantes da água bruta como turbidez e carbono orgânico total estão dentro da faixa de valores que é recomendado por Di Bernardo *et al.* (2017) para a adoção da FDD como tecnologia de tratamento, como pode ser verificado pela Tabela 5.3. Outro parâmetro importante para a FDD é a cor causada pela presença de substância húmicas na água, que é limitada em 50 uH, entretanto os trabalhos analisados não relataram os níveis de cor nas águas brutas estudadas.

Tabela 5.3 - Comparação dos parâmetros relevantes de qualidade da água bruta

Parâmetros	Faixas Literatura	Di Bernardo <i>et al.</i> (2017)
pH	6,1 - 8,1	-
Turbidez (uT)	0,20 - 24,8	< 25 < 100*
COT (mg/L)	1,3 – 2,3	< 5

\* aceitável em períodos menores que 12 horas.

A qualidade da água bruta pode influenciar de forma significativa na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente. Dai e Hazalski (2003) analisaram as características da superfície de oocistos de *Cryptosporidium* e microesferas na presença e ausência de matéria orgânica natural (MON) através da filtração em meio filtrante limpo em escala de bancada, utilizando o cloreto de cálcio e o sulfato de alumínio como

coagulantes. Os autores observaram que na ausência de MON o potencial zeta dos oocistos era ligeiramente negativo (-1,5 até - 12,5 mV), já a superfície das microesferas era mais negativa em uma faixa similar de concentração de  $\text{Ca}^{2+}$  ( $-50,2 \pm 5,1$  mV), mas se a concentração de cálcio aumentasse levemente o potencial zeta se tornava menos negativo. Esse efeito do  $\text{Ca}^{2+}$  no potencial zeta foi atribuído à compreensão da dupla camada e a neutralização de carga resultante da interação entre  $\text{Ca}^{2+}$  e partícula. Por outro lado, na presença de MON ocorreu a alteração do potencial zeta ficando mais negativo para os oocistos e as microesferas com a utilização do  $\text{Ca}^{2+}$ , ocorrendo à reversão do potencial zeta dos oocistos para positivo com doses elevadas de  $\text{Ca}^{2+}$ .

O aumento da dosagem do sulfato de alumínio resultou em um potencial zeta menos negativo, tanto para os oocistos quanto para as microesferas, na presença de MON, de forma que para doses elevadas do coagulante ocorreu a reversão do potencial zeta para positivo, sendo requeridas doses mais elevadas para neutralizar as microesferas, sugerindo uma menor eficiência de remoção para as microesferas. Dessa forma, os autores sugeriram que a presença de MON influencia de forma considerável as propriedades tanto de oocistos como de microesferas, tornando suas superfícies mais negativas e, conseqüentemente, diminuindo a probabilidade de remoção nos filtros. Entretanto, quando foi aplicada dosagem ótima de sulfato de alumínio na presença de MON foi possível alcançar maiores retenção de oocistos, com  $67,7 \pm 6,4\%$  de remoção.

Xu *et al.* (2006) também analisaram o efeito dos ácidos húmicos no arraste de partículas do tamanho de oocistos de *Cryptosporidium* em filtro piloto utilizando água bruta com 5 mg/L de ácidos húmicos e sulfato de alumínio como coagulantes com dosagem variando de 0 a 16 mg/L e perceberam um maior arraste de partículas na presença de ácidos húmicos. Ambos os trabalhos sugerem que a presença de ácidos húmicos na água bruta pode interferir na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

O estudo desenvolvido por Gitis *et al.* (2002) utilizou um reator em batelada de mistura ideal para analisar o impacto de partículas orgânicas e inorgânicas na superfície da camada de areia e na remoção de oocistos de *C. parvum*. O experimento procedeu utilizando o sulfato de alumínio (20 mg/L) e o Poliacrilamida catiônica C-475 (0,2 mg/L) como coagulante/ floculante. Os autores observaram que a caulinita forma camadas positivamente carregadas que se comportam como adesivos eletrostáticos entre o *C.*

*parvum* e o meio filtrante, ambos carregados negativamente, como se pode observar na Figura 5.1.

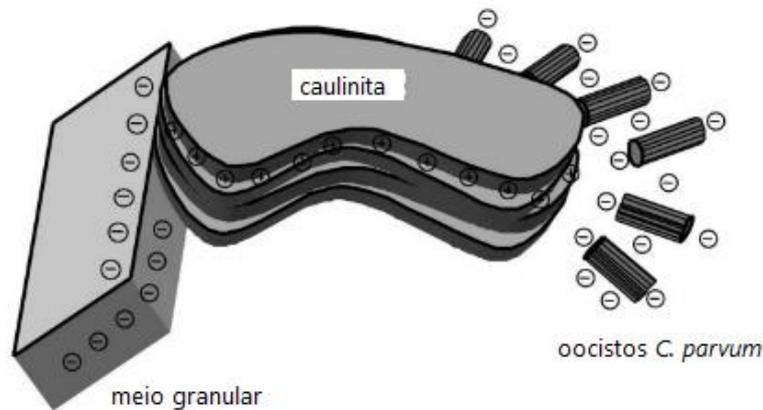


Figura 5.1 - Ação das partículas de caulinita como adesivo eletrostático de adsorção dos oocistos de *C. parvum* e grãos de areia. Modificado de Gitis *et al.* (2002)

Além disso, os autores notaram que a presença de matéria orgânica natural (MON) na água diminuiu a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, de 4,7 log para 1,52 log com o uso combinado do sulfato de alumínio (20 mg/L) e do C- 475 (0,2 mg/L), quando a concentração de caulinita de ácidos húmicos eram de 10 mg/L e 12 mg/L, respectivamente. A Figura 5.2 ilustra o impacto da presença da MON na remoção de oocistos de *C. parvum* em cenários sem coagulante, em presença de sulfato de alumínio e com o uso combinado do sulfato de alumínio e de C-475. A diminuição da eficiência de remoção de oocistos devido à presença de ácidos húmicos foi atribuída à perda das propriedades adesivas da caulinita devido ao revestimento dos ácidos húmicos neutralizados.

Por outro lado, como o estudo foi realizado em um reator em batelada de mistura ideal, os autores não levam em consideração os mecanismos de transportes de partículas da água para os grãos coletores. Portanto, é possível que exista influência dos mecanismos de transporte no comportamento observado no estudo.

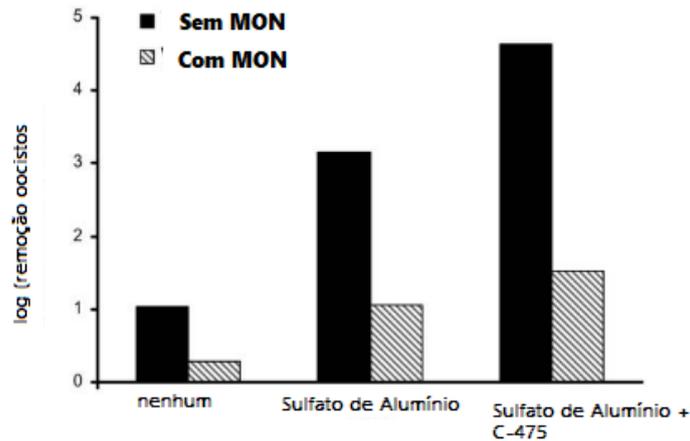


Figura 5.2 - Influência da MON na remoção de oocistos de *C. parvum*. Modificado de Gitis *et al.* (2002)

Assim sendo, outro trabalho conduzido por Gitis *et al.* (2002) buscava avaliar a hipótese de que a presença de partículas de caulinita na água poderia conduzir à uma melhor remoção de oocistos de *C. parvum* por filtração em meio poroso. O estudo foi realizado em um filtro de areia de camada simples com taxa de filtração constante, empregando o sulfato de alumínio como coagulante em dosagens otimizadas. Os autores observaram um aumento de 30% na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* quando a caulinita foi adicionada e atribuíram tal comportamento a um duplo papel da caulinita: a formação de uma monocamada inicial no meio filtrante devido a sua carga superficial positiva, e também, a sua atuação como um adesivo eletrostático aglutinando a areia e os oocistos, ambos com carga negativa.

Dessa forma, os autores inferiram que a presença da caulinita ajuda a criar melhores condições hidrodinâmicas mediante a formação de flocos menores e mais densos de caulinita – alumínio – *C. parvum* com atuação do mecanismo de neutralização de carga utilizando o sulfato de alumínio como coagulante. Além disso, foi observado pelos autores que o aumento na concentração inicial de caulinita pode ajudar a diminuir o período de amadurecimento e aumentar a eficiência de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*, entretanto, os autores sugerem que sejam avaliados filtros em escala real antes de qualquer extrapolação.

Fortalecendo tais conclusões, Papineau *et al.* (2013) avaliaram a influência da caulinita na remoção de microesferas do tamanho dos oocistos de *Cryptosporidium* em filtros rápidos de areia. O estudo foi realizado em escala de bancada para filtração rápida sem uso de coagulante, com o intuito de avaliar o co-transporte das microesferas, como substitutos de

oocistos de *Cryptosporidium*, e partículas de caulinita através dos filtros. Os potenciais zeta das microesferas e das partículas de caulinitas foram determinados como  $-41,4 \pm 0,7$  mv para as microesferas  $-22,6 \pm 1,0$  para a caulinita.

Os autores observaram que a caulinita promoveu o aumento na remoção de microesferas de forma que, mesmo apresentando potenciais negativos, as interações caulinita – microesferas foram favoráveis para a retenção das microesferas. A melhora na eficiência de remoção de microesferas foi atribuída principalmente ao amadurecimento do filtro, de forma que as partículas de argila se fixam nos grãos coletores melhorando a aderência das microesferas às partículas de caulinita já depositadas.

### **5.1.2. Coagulantes e condições de coagulação**

A coagulação é considerada uma etapa crítica para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por tecnologias de filtração rápida. Diversos estudos têm mostrado que em situações de falha de coagulação ou subdosagem de coagulante a remoção dos oocistos é significativamente afetada (Ongerth e Pecoraro, 1995; Emelko, 2003; Brown e Emelko, 2008). Tal fato é demonstrado pela atribuição de 2 log de remoção quando se acrescenta a coagulação à filtração em meio granular (OMS,2009).

Diversos produtos químicos têm sido avaliados como coagulantes em relação à efetividade na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, dentre eles, os polímeros catiônicos, cloreto de ferro, quitosana e o sulfato de alumínio. Todos os coagulantes analisados apresentaram remoções significativas de oocistos de *Cryptosporidium* quando empregada condição ótima de coagulação, referente a dupla de parâmetros de “pH e dosagem de coagulante” e dependente da qualidade da água. Porém, nos estudos revisados, o pH ótimo de coagulação não foi informado, apenas destacavam sua dosagem ótima (Tabela 5.2).

A partir da pesquisa bibliográfica foi possível observar que o sulfato de alumínio foi o coagulante mais avaliado nos estudos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente, abrangendo uma faixa de dosagem de 3 a 30 mg/L.

Brown e Emelko (2009) avaliaram o impacto do tipo de coagulante e sua dosagem na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta em dupla camada em escala piloto. Os coagulantes estudados foram o sulfato de alumínio (5 mg/L), o cloreto de ferro (3 mg/L) e a quitosana (3 mg/L), durante o período de operação estável (dosagem ótima

de coagulante) e nos períodos de falha na coagulação (metade da dosagem ótima e sem coagulante). Os resultados de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* nessas condições estão apresentados na Tabela 5.4. Os autores observaram que os três coagulantes apresentaram resultados semelhantes de elevada remoção de oocistos, superiores a 4 log quando foi adotada a dosagem ótima de coagulante, além disso, a remoção de turbidez (turbidez efluente < 0,1 uT) de partículas (< ~10 partículas) também foram elevadas.

Tabela 5.4 - Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* empregando o Sulfato de Alumínio, o Cloreto de Ferro e a Quitosana durante a operação estável e o período de falha na coagulação

	Sulfato de Alumínio	FeCl <sub>3</sub>	Quitosana
Período Estável (coagulação ótima)	4,4 log	4,1 log	4,2 log
Coagulação subótima	2,1 log	1,3 log	2,0 log
Sem coagulante	0,3 log	0,2 log	0,8 log

O emprego de metade da dosagem de coagulante (coagulação subótima) provocou uma diminuição na remoção de oocistos de aproximadamente 2 a 3 log, sendo essa diminuição mais acentuada para o Cloreto de Ferro. A turbidez e a contagem de partículas também foram significativamente afetadas, de forma que a turbidez efluente aumentou para 0,2 – 0,3 uT enquanto a contagem de partículas totais aumentou para 30- 100 partículas/mL.

A influencia do tipo de coagulante também foi investigada por Dugan e Williams (2004). Os autores utilizaram o sulfato de alumínio (20 mg/L) e o cloreto de ferro (10 mg/L) e realizaram os experimentos em filtros pilotos em água bruta com diferentes temperaturas (20 e 4,5 ° C) aplicando taxas de filtração de 120 e 240 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia. A remoção de oocistos de *Cryptosporidium* (log) para ambos os coagulantes, nas condições de temperatura e taxa de filtração estudadas estão apresentados na Tabela 5.5.

Tabela 5. 5 - Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* utilizando o sulfato de alumínio e o cloreto de ferro para as temperaturas de 20 e 4,5 °C e taxa de filtração de 120 e 240 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia

Taxa de Filtração e Temperatura	Remoção de oocistos (log)	
	Sulfato de Alumínio (20 mg/L)	Cloreto de Ferro (10 mg/L)
120 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia 20°C	>4,2 log	> 4,1 log
120 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia 4,5 °C	2,5 log	>4,2 log
240 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	1,9 log	>4,1 log

20°C		
240 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dia	1,0 log	1,4 log
4,5 °C		

As dosagens de coagulante foram otimizadas apenas para a temperatura de 20°C apresentando uma boa eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, superior a 4 log. Os autores inferiram que para as temperaturas e a taxas de filtração diferentes das que foram usadas para otimização da coagulação ocorre uma diminuição na remoção de oocistos, sendo esse efeito mais perceptível com a utilização do sulfato de alumínio que apresentou maior impacto na eficiência de remoção de oocistos em condições não otimizadas de coagulação.

Bustamante *et al.* (2001) estudaram a interação dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico com os oocistos de *Cryptosporidium* de acordo com seu potencial zeta. A formação dos flocos de alumínio e de ferro apresentou uma forte dependência do pH. Na ausência dos oocistos o flocos de alumínio apresentou potencial zeta positivo, +20 mV, para faixa de pH ≤ 5, indo para zero em pH por volta de 7,5, chegando a - 18 mV em pH 8. Já o flocos de ferro apresentou potencial zeta de + 10 mV em pH < 5, alcançando o valor zero em pH 6,5, enquanto na faixa de pH de 9 – 10 atingiu o valor de aproximadamente - 32 mV. Essa relação entre potencial zeta e pH para ambos os coagulantes, assim como a interação desses coagulantes com os oocistos de *Cryptosporidium* estão representados na Figura 5.3.

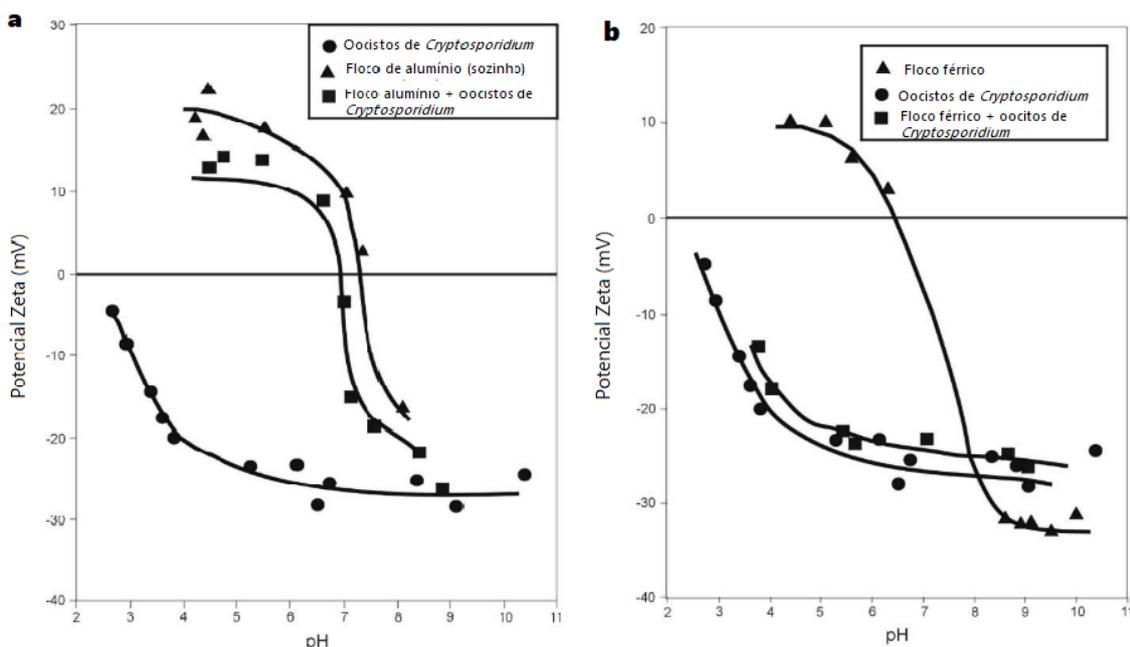


Figura 5. 3 - Efeito do pH no potencial zeta para (a) sulfato de alumínio e (b) cloreto férrico. Modificado de Bustamante et al. (2001)

O potencial zeta dos oocistos junto com o floco de alumínio apresenta um comportamento similar ao floco de alumínio sozinho na faixa de pHs avaliado (Figura 5.3.a), enquanto a presença do floco de ferro não afetou o potencial zeta dos oocistos (Figura 5.3.b). Dessa forma, Bustamante *et al.*, (2001) concluíram que os mecanismos de coagulação predominantes utilizando o cloreto férrico e o sulfato de alumínio são distintos. A coagulação dos oocistos pelo uso do cloreto férrico decorre do mecanismo de varredura, por causa da rápida precipitação do íon férrico e da ausência de adsorção específica para a faixa de pH de 3 a 10. Já a coagulação dos oocistos utilizando o sulfato de alumínio ocorre por neutralização de carga, visto que os oocistos carregados negativamente quando sozinhos, passam a apresentar carga positiva na faixa de pH de 4 – 7,5 na presença do alumínio, ocorrendo a reversão de carga no pH em torno de 7,5 provavelmente devido a adsorção das espécies hidrolisadas de alumínio pelo oocistos ficando carregados negativamente em faixas de pH superiores a 7,5.

Wang *et al.* (2018) investigaram a dosagem ótima de sulfato de alumínio e polímero para coagulação de água bruta com baixa turbidez a fim de minimizar o período de amadurecimento do filtro, onde os mecanismos de aderência são menos efetivos e, portanto, a água produzida apresenta qualidade inferior, e maximizar o período de operação estável. Os autores analisaram dosagens de coagulante de 0 até 18 mg/L para o sulfato de alumínio e de 0 a 0,22 mg/L de polímero para a filtração direta em dupla camada que operava com carga constante (3,65 m) e taxa variável (360 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia - 288 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia).

Os resultados obtidos por Wang *et al.* (2018) permitiram constatar que o período de amadurecimento ocorreu efetivamente quando o sulfato de alumínio foi utilizado juntamente com o polímero. O emprego da baixa dosagem de coagulante (2 mg/L de sulfato de alumínio e 0,024 mg/L de polímero) apresentou a melhor carreira de filtração de 18,7 horas, contudo, resultou em períodos de amadurecimento muito longos, de 4 horas. Apenas com dose a partir de 3 mg/L de sulfato de alumínio e uma razão de pelo menos 180:1 de sulfato para polímero que se obteve um amadurecimento com período razoável de aproximadamente 14 minutos e carreira de filtração de 13,4 horas. Sendo a dosagem ótima atribuída a 3 mg/L de sulfato de alumínio e 0,072 mg/L de polímero.

Fagundes (2006) obteve diagramas de coagulação para duas fontes de água bruta, a do Lago Paranoá (Brasília/DF), com turbidez média de 4,0 uT e presença de algas, e a do córrego do Torto (Brasília/DF), com turbidez média de 7,9 uT (época de chuva) e 3,1 uT (época de estiagem) sendo sua natureza majoritariamente mineral. O sulfato de alumínio foi usado como coagulante em dosagens que variaram de 0 a 18 mg/L e faixas de pH de 4,5 a 7,0 a partir de ensaios de Jar Teste modificados para filtração empregando filtros laboratoriais de areia (FLA). Os resultados para condições otimizadas em escala de bancada foram empregadas em ensaios de filtração direta descendente em escala piloto para a remoção de oocistos. Para a água do Lago Paranoá o pH de coagulação variou de 6,1 a 6,9 e dosagem de alumínio de 0 a 6 mg/L e para água do córrego do Torto o pH variou de 6,5 – 6,8 e de 0 a 10 mg/L de dose de sulfato de alumínio. Para os estudos em escala piloto utilizando a água do córrego do Torto e aplicando condições ótimas de coagulação foi observado que a remoção de oocistos foi próxima de 2 log, o que o autor associou ao um risco de infecção elevado se a concentração afluyente for da ordem de  $10^3$  oocistos/L.

Fernandes (2007) também realizou ensaios de Jar Test modificados para filtração para a obtenção diagramas de coagulação empregando a água da Represa do Torto. Foram obtidos dois diagramas, um para o período de estiagem, que apresentou turbidez de 2,7 uT e outro para o período de chuva, com turbidez de 16,3 uT. Como coagulante foi usado o sulfato de alumínio com dosagens que variavam de 0 a 60 mg/L em faixa de pH de 4,5 a 7,5. Para a água de estudo com menor turbidez foi identificada uma região de coagulação otimizada (turbidez residual  $\leq 0,5$  uT) para dosagem de coagulante de 2 a 60 mg/L e pH  $> 6,5$ . Para água bruta do período de chuva (maior turbidez) a região otimizada de coagulação compreendia uma dosagem de coagulante de 8 a 60 mg/L e pH de 6 – 7. Os resultados desses experimentos em escala de bancada foram aplicados em ensaios de filtração direta descendente em escala piloto para remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Dessa forma, para a dosagem ótima de coagulante e faixa de pH de 6,8 - 6,9 e de 5,0 a 5,5 obteve-se uma remoção máxima de oocistos de *Cryptosporidium* 2,6 log e 3,2 log, respectivamente.

Em ambos os trabalhos as melhores eficiências de remoção de oocistos se deram em faixas de pH que coincidiram com aquelas apresentadas por Bustamante *et al.* (2001) em que se espera a formação de agregados de flocos de alumínio e oocistos com carga positiva. Vale

ressaltar, que nos ensaios de teste jarros realizados por Fagundes (2006) e Fernandes (2007) para obter os diagramas de coagulação foi empregada água de estudo sem oocistos. Contudo, os estudos têm mostrado que as maiores remoções de turbidez por filtração direta são obtidas quando as condições de coagulação possuem certa correspondência com as condições de valores de pH de 5 a 7, em que pode-se esperar uma remoção satisfatória de oocistos. Apesar de Fagundes (2006) não ter obtido remoção superior a 2,0 log de oocistos de *Cryptosporidium*, as melhores eficiências foram observadas quando foram empregadas as condições otimizadas do que em condições de super-dosagem.

Águas com apenas turbidez (17 a 27 uT) foram estudadas por Amirtharajah e Mills (1982) que desenvolveram o diagrama de coagulação e propuseram regiões de predominância dos mecanismos de coagulação. Para cada par de “pH e dosagem de coagulante” avaliado, os seus valores assim como os mecanismos de coagulação predominantes estão apresentados na Tabela 5.6.

Tabela 5. 6 - Valores do par "pH -dosagem de coagulante" e mecanismos de coagulação predominantes propostos por Amirtharajah e Mills (1982)

<b>Dosagem de coagulante (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Mecanismo de coagulação</b>
3 – 50	4,0 – 6,0	Adsorção e neutralização de carga
30 – 80	6,5 – 8,0	Varredura

Já Edwards e Amirtharajah (1985) propuseram regiões de ótima remoção para o par pH - dose sulfato de alumínio para águas com cor variando de 100 a 900 uH provocadas por concentração de ácidos húmicos, como pode ser observado na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 - Valores do par "pH - dosagem de coagulante" e mecanismos de coagulação predominantes para remoção de cor propostos por Edwards e Amirtharajah (1985)

<b>Cor (uH)</b>	<b>Concentração de ácidos húmicos (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Dosagem (mg/L)</b>	<b>Mecanismos de coagulação</b>
100 a 900	4 a 37,5	4 -4,75	15 – 80	Precipitação e neutralização de carga
		5,75 - 7,5	> 30	Adesão física da partícula de cor e do precipitado de alumínio

A partir desses estudos é possível observar que a remoção efetiva de oocistos de *Cryptosporidium* utilizando o sulfato de alumínio ocorre em regiões de coagulação nos quais os mecanismos de precipitação de carga predominam.

### 5.1.3. Modo de operação do filtro e características do meio filtrante

Segundo a norma brasileira vigente para dimensionamento de sistemas de tratamento de água para consumo humano, a NBR 12216 de 1992 os filtros rápidos podem ser de camada simples ou dupla e fluxo ascendente ou descendente, sendo o fluxo ascendente sempre de camada simples como ilustra a Figura 5.4.

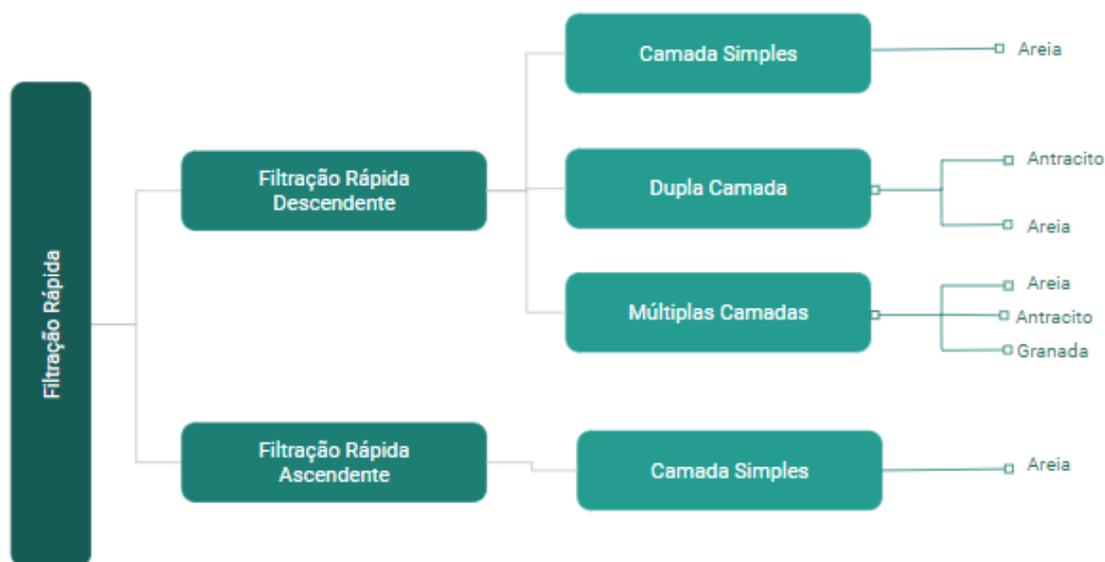


Figura 5.4 Arranjo das camadas filtrantes dos filtros rápidos

O meio filtrante para filtração descendente pode ser constituído de diferentes materiais (antracito, areia e granada), ao passo que o meio filtrante utilizado no filtro ascendente é comumente constituído de areia sobre a camada suporte de pedregulho. A areia e o antracito têm sido os materiais mais comumente usados nos filtros de Estações de Tratamento de Água no Brasil. A granada também tem sido objeto de avaliação e pode ser utilizado junto a areia e o antracito em filtros de múltiplas camadas, entretanto essa configuração de filtro não é usual no Brasil (Di Bernardo *et al.*, 2003). As principais características dos meios filtrantes empregados na tecnologia de filtração direta descendente são apresentadas na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 - Principais parâmetros dos meios filtrantes de filtros diretos descendentes. Di Bernardo *et al.* (2017)

Característica	Duas ou três camadas			Areia praticamente uniforme
	Antracito	Areia	Granada	
Tamanho efetivo (mm)	1,0 a 1,3	0,5 a 0,6	0,25 a 0,35	1,1 a 1,3

Coefficiente de desuniformidade	< 1,6	<1,6	<1,6	<1,25
Espessura do meio filtrante (m)	0,5 a 0,8	0,2 a 0,3	0,10 a 0,15	1,0 a 1,5

A granulometria do meio poroso pode influenciar na eficiência dos filtros diretos, visto que em meios de menor granulometria dificilmente ocorrerá o transpasse de partículas, entretanto pode gerar uma maior perda de carga e, conseqüentemente, uma menor duração da carreira de filtração.

Para determinar as características granulométricas do meio filtrante como tamanho efetivo e coeficiente de desuniformidade deve-se dar preferência aos estudos feitos em escala piloto, entretanto quando não for possível determinar esses parâmetros de forma experimental, a NBR 12216 (1992) sugere valores para esses parâmetros para filtração rápida, sendo que outras combinações desses parâmetros podem ser utilizadas, contanto que a eficiência do filtro se mostre maior ou igual do que com as combinações especificadas na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 - Recomendações granulométricas para meios filtrantes de filtros rápidos de acordo com a NBR 12216 (1992)

Meio Filtrante		Espessura mínima	Tamanho efetivo	Coefficiente de Uniformidade
Camada Simples	Areia	45	0,45 – 0,55	1,4 – 1,6
	Areia	25	0,40 – 0,45	1,4 – 1,6
Dupla Camada	Antracito	45	0,8 – 1,0	≤ 1,4

No contexto de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente, diferentes configurações do meio filtrante têm sido avaliadas, incluindo camada simples, dupla camada e múltiplas camadas, como pode ser notado na Tabela 5.2. Entretanto, apenas um trabalho, o de Gitis (2008), foi realizado em camada simples de areia com espessura de 160 cm, tamanho efetivo de 1,05 mm e coeficiente de desuniformidade de 1,55. Pode-se observar que esses valores diferem levemente do que é recomendado pelos padrões nacionais das Tabelas 5.8 e 5.9, entretanto o trabalho atingiu remoções satisfatórias de oocistos de *Cryptosporidium*.

Em suma, os trabalhos que investigaram a remoção de oocistos por FDD, utilizaram a dupla camada de antracito e areia como meio filtrante em estudos de escala piloto. A Tabela 5.10 traz a comparação entre as faixas de valores desses parâmetros do meio

filtrante que foram avaliadas nos estudos apresentados na Tabela 5.2, com o que foi sugeridos por Di Bernardo *et al.* (2017) e pela NBR 12216 para dupla e múltipla camada.

Tabela 5.10 - Comparação entre os valores do coeficiente de desuniformidade, do tamanho efetivo e espessura do meio filtrante recomendados por Di Bernardo *et al.* (2017) e pela NBR 12216 (1992) e os avaliados em estudos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta em dupla e múltipla camada

Referência	Areia	Antracito	Granada
<b>Espessura do Meio Filtrante (cm)</b>			
NBR 12216	≥ 25	≥ 45	-
Di Bernardo <i>et al.</i> (2017)	20 – 30	50 – 80	10 – 15
Literatura	20 – 61	45,7 – 70	10 – 14,7
<b>Tamanho Efetivo (mm)</b>			
NBR 12216	0,40 – 0,45	0,8 – 1,0	-
Di Bernardo <i>et al.</i> (2017)	0,5 – 0,6	1,0 – 1,3	0,25 – 0,35
Literatura	0,44 – 0,55	0,92 – 1,1	0,18 – 0,38
<b>Coeficiente de desuniformidade</b>			
NBR 12216	1,4 – 1,6	≤1,4	-
Di Bernardo <i>et al.</i> (2017)	< 1,6	<1,6	< 1,6
Literatura	1,4 – 1,85	1,3 – 1,52	1,4 – 2,5

É possível notar que as faixas de valores para a espessura da camada filtrante, tamanho efetivo e coeficiente de desuniformidade dos trabalhos para remoção de oocistos de *Cryptosporidium* encontram-se próximos ou nas faixas de valores propostos por Di Bernardo *et al.* (2017) para filtração direta e/ou pela a NBR 12216 para filtração rápida. Tais observações sugerem que a escolha do coeficiente de desuniformidade e o diâmetro efetivo e espessura do meio filtrante dentro dessa faixa de valores pode resultar na produção de água com qualidade do ponto de vista dos parâmetros físicos e microbiológicos associados a um menor risco de infecção por *Cryptosporidium*.

Vale destacar que na configuração de dupla camada a espessura da camada de areia variou de 20 cm até 61 cm, entretanto apenas um trabalho avaliou a espessura da camada de areia com 61 cm, em sua maioria, a espessura esteve entre 20 e 40 cm de profundidade estando mais próximo dos valores propostos por Di Bernardo *et al.* (2017) para a filtração direta descendente.

A eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente em diferentes arranjos de camadas do meio filtrante foi estudado por Emelko (2003). O estudo foi realizado em escala piloto em filtro de dupla camada de antracito e areia e de

múltiplas camadas de antracito, areia e granada, as características do meio filtrante de ambas as configurações dos filtros, assim como a eficiência de remoção dos oocistos, nos períodos de operação estável, amadurecimento e falha de coagulação, estão apresentadas na Tabela 5.2. Durante a operação estável do filtro de dupla camada atingiu eficiência de remoção de 5,3 log, quando os oocistos estavam inativos e 5,1 log, quando os oocistos eram viáveis. Para a múltipla camada a remoção de oocistos inativos e viáveis foi de 5,4 log e 5,3 log, respectivamente. Sendo assim, o autor não observou diferença significativa na remoção de oocistos entre os filtros de dupla e múltipla camada.

É importante ressaltar que o emprego de meio filtrante de granulometria mais grossa pode acumular mais impurezas e apresentar menor perda de carga, entretanto há uma maior chance de transpasse de impurezas através do filtro, de forma que para minimizar tal efeito pode-se adotar maiores profundidades do meio filtrante para aumentar a eficiência de ocorrer a aderência das partículas aos grãos coletores.

Swertfeger *et al.* (1999) inoculou oocistos de *Cryptosporidium* em água clarificada por sedimentação da ETA *Richard Miller* com a finalidade de avaliar a efetividade dos diferentes meios filtrantes para remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, para isso foram realizados experimentos em filtros de camada simples de areia (75 cm), camada dupla “fina” (90 cm de antracito e 30 cm de areia) e camada dupla “profunda” (150 cm de antracito e 30 cm de areia) como ilustra a Figura 5.5.

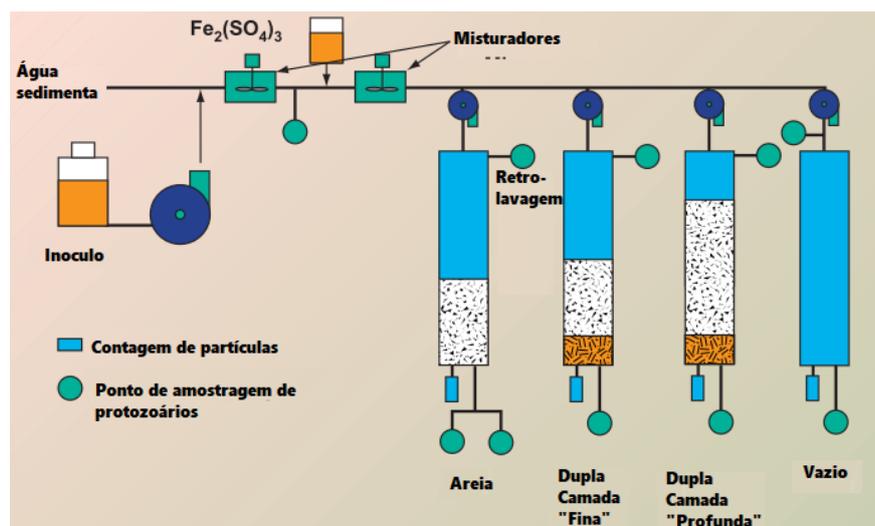


Figura 5.5 - Diagrama de configuração da escala piloto. Modificado de Swertfeger *et al.* (1999)

O tratamento de água na estação de tratamento, antes do filtro, consistia de coagulação por sulfato de alumínio, floculação e sedimentação, os oocistos foram inoculados diretamente na água clarificada e o sulfato férrico foi utilizado como auxiliar do filtro. Os experimentos se sucederam nos períodos de verão e inverno e os resultados estão apresentados na Tabela 5.11.

Tabela 5. 11 - Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração em diferentes meios filtrantes no período de inverno e verão

	Verão	Inverno
Areia	2,7 log	2,8 log
Camada dupla “fina”	2,7 log	3,2 log
Camada dupla “profunda”	3,9 log	3,6 log

Swertfeger *et al* (1999) concluíram que a remoção de oocistos não foi comprometida pela composição ou arranjo do meio filtrante, visto que, segundo os autores, nenhum meio filtrante superou o outro quanto a seu desempenho. Além disso, a remoção superior a 2,5 log em todos os arranjos analisados é similar às remoções encontradas em outros estudos para filtração direta e convencional, o que os autores atribuem a uma ênfase na importância do filtro para a remoção de parasitas. Contudo, mesmo que os autores não tenham atribuído diferença significativa para os meios filtrantes distintos, o presente estudo sugere que um aumento próximo a 1 log pode significar que meios filtrantes mais profundos possam acarretar uma melhora na eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* devido ao aumento no número de grãos coletores e assim maior chance de coleta dos oocistos.

Tal fato é corroborado pelo trabalho de Gitis (2008) que investigou o efeito da profundidade do meio filtrante na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Foi analisada a remoção em três profundidades do meio filtrante: 10, 40 e 80 cm. Na menor profundidade (10 cm) a remoção foi de 0,5 – 1,6 log, em 40 cm de profundidade a remoção variou de 2,1 a 3,9 log, enquanto nas amostras de água filtrada correspondentes à maior profundidade (80 cm) a remoção variou de 3 até 4 log, mostrando que a profundidade do meio filtrante é relevante para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Dessa forma, o autor concluiu que fatores como profundidade do meio filtrante afetam significativamente a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, sendo a melhor remoção encontrada em meios filtrantes de maior profundidade.

Os filtros rápidos podem atuar com taxa de filtração na faixa de 120 a 600 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>/dia, sendo que os filtros de dupla camada apresentam a vantagem, em relação aos de camada

simples de poder operar com uma taxa de filtração maior. Segundo a NBR 12216 (1992), quando não é possível realizar experimentos em escala piloto, os filtros de camada simples devem operar com taxa máxima de 180 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia, enquanto para os filtros de dupla camada a taxa máxima é de 360 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia. Dessa forma, os diferentes estudos sobre a remoção de oocistos por filtração direta descendente apresentados na Tabela 5.2 empregaram diferentes taxas de filtração, variando de 120 até 408 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia.

Dugan e Williams (2004) analisaram o efeito das taxas de filtração e da temperatura da água na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente. Experimentos em escala piloto com meio filtrante de dupla camada, taxa de filtração de 120 e 240 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia em águas com temperaturas de 4,5 e 20 °C, utilizam o sulfato de alumínio (20 mg/L) e o cloreto de ferro (10 mg/L) como coagulante, a mesma dosagem foi usada para ambas as temperaturas, entretanto essa dosagem só foi otimizada para a temperatura de 20°C. Os autores observaram uma diminuição da remoção de 2,8 log para o sulfato de alumínio e de 0,2 log para o sulfato férrico quando aumentou a taxa de 120 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia – 240 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia, para a temperatura de 20°C.

Em contra partida, Gitis (2008) observou que em ensaios realizados em escala piloto de camada simples de areia de 1,6 m alimentados por água bruta com adição de 10 mg de caulinita e operado com taxa de filtração de 120, 240 e 408 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia uma maior taxa de filtração causou aumento na remoção dos oocistos de *C. parvum*. Esse aumento na retenção de oocistos com o aumento da taxa de filtração foi atribuído pelos autores a influência de partículas inorgânicas acumuladas na superfície do meio granular devido à presença da caulinita na água bruta que interage melhor com os oocistos do que o grão de areia em si.

#### **5.1.4. Avaliação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* mediante agentes substitutos**

Embora em sua maioria, os trabalhos apresentados na Tabela 5.2 utilizarem os oocistos de *Cryptosporidium* na sua forma viável ou inativa para avaliar a remoção desse protozoário, a tendência é que sejam, cada vez menos, usados esses organismos devido ao alto custo e ao risco associado ao seu manuseio.

Apesar de Ongerth e Pecoraro (1996) observarem que o potencial zeta dos oocistos de *Cryptosporidium* é alterado pelo processo de inativação, o estudo desenvolvido por Emelko (2003) em filtração direta em dupla e múltipla camada utilizando oocistos viáveis e inativos constatou que os oocistos inativos podem ser considerados substitutos confiáveis na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. A remoção de ambas as formas, viável e inativa, foi semelhante para as duas configurações de filtros estudados (Tabela 5.2), de forma que a diferença do potencial zeta dos oocistos não deve ter impactado na coagulação e, em consequência, na remoção. Tal fato foi atribuído pelo autor à insignificante área superficial dos oocistos em relação a outras partículas coloidais.

Embora a grande maioria dos trabalhos consultados tenham avaliado diretamente o uso dos oocistos de *Cryptosporidium* viáveis ou inativos, seu uso em estudos de avaliação da remoção desse protozoário por filtração apresenta desafios, como custo, dificuldade e riscos à saúde. Dessa forma, diversas pesquisas têm sido feitas para propor o uso de substitutos que quantifiquem de forma confiável as remoções desse protozoário. Vários agentes físicos, como contagem de partículas, turbidez e microesferas, e agentes biológicos, como endósporos aeróbios e algas têm sido avaliados em relação a seu potencial para serem empregados em substituição aos oocistos nos estudos de avaliação da remoção desse patógeno por filtração direta.

A turbidez e a contagem de partículas por serem parâmetros físicos que podem indicar o desempenho do filtro foram bastante estudadas como agentes indicadores da eficiente remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Nieminski e Ongerth (1995) atingiram elevadas eficiências de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* quando a turbidez efluente estava entre  $< 0,1 - 0,2$  uT. Entretanto, os autores apontaram as partículas como indicadores mais confiáveis de remoção de oocistos.

A remoção de partículas, turbidez e oocistos de *Cryptosporidium* também foi objeto de trabalho de Huck *et al.* (2002) que analisaram sua remoção por filtração convencional de duas plantas piloto, uma localizada em Ottawa, Canadá com COT de 5 mg/L e turbidez de 1,0 – 2,7 ut, e outra na ETA MWDSC's em La Verne, Califórnia, com COT de 2,6 a 2,9 mg/L e turbidez de 0,4 – 2,4 uT. Ambas recebiam água de baixa turbidez e partículas e analisaram várias etapas do ciclo de filtração (amadurecimento, transpasse, operação estável) bem como condições de coagulação ótima e subótima.

Em condições ótimas de operação do filtro, a contagem de partículas foi baixa, a turbidez efluente  $\leq 0,1$  uT, e a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* variou de 3,0 a 5,5 log. Quando comparada a remoção de partículas com a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, Huck *et al.* (2002) constataram que em operação estável as partículas apresentaram maior log de remoção do que os oocistos, dessa forma, elas poderiam ser consideradas indicadores qualitativos, mas não quantitativos da remoção de oocistos. No amadurecimento do filtro a remoção de partículas foi mais prejudicada que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, enquanto na etapa de transpasse ocorreu o contrário, a remoção de oocistos foi mais afetada. De modo geral, tanto a contagem de partículas e turbidez quanto a remoção de oocistos foram prejudicados em condições não ótimas, entretanto o aumento da turbidez nessas condições foi menos relacionado a deterioração da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* de forma que a contagem de partículas foi considerada mais promissora para monitorar o desempenho do filtro na fases de operação de maior vulnerabilidade (amadurecimento e transpasse) onde é possível a piora na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* .

Agentes microbiológicos também têm sido estudados como possíveis agentes substitutos para os oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*. O estudo desenvolvido por Swertfeger *et al.* (1999) tinha como um dos seus objetivos avaliar os esporos aeróbios, além da turbidez, contagem de partículas e microesferas de poliestireno como substitutos de oocistos. O trabalho foi desenvolvido em filtros com diferentes meios filtrantes, no qual a água de alimentação em que eram introduzidos os oocistos foi proveniente do efluente sedimentado de *Richard Miller Treatment Plant* analisando os períodos de verão e inverno.

Os autores notaram que a turbidez e a contagem de partículas são capazes de determinar se o tratamento está comprometido ou se precisa de ajustes, porém não são agentes viáveis para a determinação de remoção de oocistos. A turbidez e a contagem de partículas apresentaram remoção  $> 1$  log a menos que os cistos e oocistos, podendo subestimar o desempenho do tratamento. A remoção dos endósporos e de microesfera foram mais similares a remoção de cistos e oocistos do que a contagem de partículas, a remoção de endósporos foi levemente mais conservativa que a remoção de oocistos, entretanto a facilidade de seu método de determinação faz dele uma ferramenta útil para o desempenho de estudos em escala piloto. Já a remoção de microesferas se mostrou promissora como

agente substituto, entretanto como apenas um experimento foi conduzido utilizando as microesfera, os autores sugeriram que se continuem investigando esse agente.

Kim *et al.* (2004) usaram partículas artificiais do tamanho de oocistos de *Cryptosporidium* para avaliar o seu uso como substitutos de oocistos de *C.parvum*. As partículas MX-500 e SX-500 passaram por coagulação com cloreto de poli alumínio (8mg/L) e por um filtro de areia com 1m de profundidade e taxa de filtração de 260 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia e constataram que as partículas apresentaram coagulação e comportamento de filtração semelhante aos oocistos e portanto, os autores inferiram que essas partículas artificiais são indicadores confiáveis de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

As microesferas de poliestireno têm sido bastante estudadas como agente substituto de oocistos de *Cryptosporidium* e, que em geral, tem sido apontadas como como substitutos promissores desse protozoário (Swertfeger *et al.*, 1999; Emelko *et al.*, 2003; Emelko e Huck, 2004; Emelko *et al.*, 2005). Emelko *et al.*, (2003) estudaram a remoção de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* inativados por formalina em diferentes períodos de operação do filtro, utilizando o sulfato de alumínio (40 mg/L) e a sílica ativada ( 2 mg/L) como coagulantes em um filtro piloto convencional. Os autores observaram que no período de operação estável do filtro, quando a turbidez efluente era de 0,05 uT a remoção de oocistos foi de 5,6 log e a de microesferas de 4,9 log, durante o período de final de execução do filtro, quando a turbidez residual estava na faixa de < 0,1 até 0,1 uT a remoção tanto de oocistos quanto pra microesferas decaiu para 2,4 log. Já para o período de transpasse inicial, quando a turbidez efluente variava de 0,1 até 0,3 uT a remoção de microesferas e oocistos decaiu levemente (2,1 log) e o último período de operação do filtro analisado foi o transpasse tardio, ou seja, quando apresentava turbidez efluente > 0,3 uT, alcançado remoção de oocistos e microesferas de 1,4 e 1,5 log, respectivamente. Portanto, pode-se concluir que em todas as condições analisadas a remoção de microesferas foi bem próxima ou similar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Emelko e Huck (2004) também avaliaram o uso das microesferas como substitutos dos oocistos de *C. parvum* em filtros de escala piloto sob condições otimizadas e não otimizadas de operação e de coagulação. O primeiro filtro piloto operou em condições similares às empregadas no tratamento em ciclo completo, a coagulação foi efetuada com pH de coagulação baixo, em torno de 6 e a água bruta demandava doses de coagulantes relativamente altas para remoção de COT e partículas (aproximadamente 40 mg/L de

alumínio e 2 mg/L de sílica). O segundo filtro operava por filtração direta (em linha) utilizando água bruta sintética preparada a partir de água de torneira desclorada com turbidez induzida por caulinita. O mecanismo de coagulação exigia dose baixa de coagulante para remoção de partículas. Analisando os resultados do experimento, os autores observaram que a remoção de *C. parvum* variava de 0,2 log durante a condição sem coagulante, para 5,7 log durante a operação estável, enquanto a remoção das microesferas também variou de 0,2 a 5,1. Esse resultado demonstra uma similaridade nas remoções de oocistos e microesferas para as condições operacionais.

Emelko *et al.* (2005) em sua revisão acerca da remoção de oocistos *Cryptosporidium* em meio granular reuniu diversos trabalhos que analisavam o uso de substitutos de oocistos de *Cryptosporidium*. Os autores compilaram as informações de trabalhos realizados entre 1991 e 2001, em que foram avaliados diferentes agentes bióticos (esporos *Bacillus*, contagem de bactérias heterotróficas e *Giardia*) e abióticos (carbono orgânico dissolvido, microesferas, contagem de partículas agrupadas em diferentes faixas de tamanhos, partículas totais, turbidez) como possíveis substitutos de oocistos de *Cryptosporidium*. Em geral, os autores observaram que não foram identificados substitutos quantitativos para a remoção de oocistos *Cryptosporidium* para o tratamento de água. Entretanto as microesferas de poliestireno foram consideradas promissoras como substitutos semi-quantitativos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração, uma vez que os estudos levantados pelos autores que avaliaram as microesferas como substitutos de oocistos tiveram como resultado uma remoção similar entre ambos os parâmetros em diferentes condições operacionais e de coagulação.

Brown e Emelko (2009) observaram que as microesferas de poliestireno como substitutos de oocistos de *Cryptosporidium* apresentaram remoção compatível com os oocistos de *Cryptosporidium* de aproximadamente 3 a 4 log durante a condição estável de operação e deterioração na sua remoção durante os períodos de falha na coagulação (~2 a 3 log), condizente com a remoção de oocistos. Sendo assim, consideradas indicadores razoáveis de remoção de *C. parvum* por filtração direta. Tal fato é corroborado pelo trabalho mais recente de Wang *et al.* (2018) que utilizou as microesferas, apoiado nos resultados dos estudos do grupo de Emelko (Emelko *et al.* 2003; Emelko e Huck, 2004; Brown e Emelko, 2009) para avaliar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta em dupla

camada observando uma média de remoção de 3,6 log de microesferas e a produção de um bom efluente quando o filtro opera em condição estável

## **5.2. CONSIDERAÇÕES SOBRE OS PARÂMETROS DE PROJETO E OPERACIONAIS DE FILTROS DIRETOS DESCENDENTES VISANDO À REMOÇÃO EFETIVA DE OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM*.**

As normas e recomendações da literatura técnica para o dimensionamento dos filtros rápidos têm como finalidade apresentar elementos e condições necessárias para a concepção e dimensionamento de estações de tratamento para a produção de água para o abastecimento público. Entretanto, os parâmetros dimensionais e operacionais atualmente adotados não levam em consideração, dentre os parâmetros de qualidade da água, os oocistos de *Cryptosporidium* e a remoção efetiva desse organismo por filtração direta descendente. Dessa forma, o presente trabalho buscou propor condições e parâmetros de projeto e operacionais de filtros diretos descendentes para a produção de água que atenda ao padrão de qualidade vigente e que corresponda à um risco aceitável de infecção por oocistos de *Cryptosporidium* para população abastecida.

A qualidade da água bruta tem se mostrado fundamental para o dimensionamento de estações de tratamento de água para consumo humano. De modo geral, para as faixas de valores de turbidez (< 30 uT) e COT (<5 mg/L) propostas por Di Bernardo *et al.* (2017) para a filtração direta descendente é possível obter remoções significativas de oocistos de *Cryptosporidium*. Vale destacar que a presença de MON na água bruta tem sido apontada como um fator de influente na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, uma vez que modifica suas propriedades superficiais e dificulta sua remoção. Por outro lado, partículas minerais argilosas como a caulinita tem mostrado impacto positivo na remoção de oocistos devido à maior afinidade dos oocistos pela caulinita em meio filtrante limpo, entretanto, em grandes concentrações esse mineral pode causar a colmatação do meio filtrante mais rapidamente. Dessa forma, mais estudos devem ser realizados com o objetivo de investigar o impacto das partículas argilosas em escala real.

Além disso, a grande maioria dos trabalhos utilizou água de estudo com a qualidade dentro do que sugere as recomendações da literatura. Dessa forma, se impõem a necessidade de em estudos futuros ultrapassar essas condições a fim de verificar o efeito de condições

críticas da qualidade da água na remoção de oocistos, como períodos de turbidez e níveis de cor acima do que é sugerido para a FDD pela literatura.

Em relação à etapa de coagulação, os coagulantes avaliados para filtração direta descendente apresentaram remoções significativas de oocistos de *Cryptosporidium* em condições otimizadas, porém a eficiência é comprometida em períodos de falhas na coagulação caracterizados pela adoção de doses de coagulante menores que a dose ótima ou quando não se emprega nenhum tipo de coagulante. Tal fato enfatiza a importância da etapa de coagulação para se alcançar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por FDD.

Dentre os coagulantes avaliados, os sais metálicos (Fe e Al) foram os mais estudados, por serem os mais comumente utilizados. Ao se comparar o desempenho, o sulfato de alumínio se destacou mais, principalmente em decorrência das propriedades eletrocinéticas desenvolvidas pelo agregado de alumínio e oocistos que favorecem a remoção de oocistos por filtração direta, visto que o agregado de alumínio com carga positiva vai representar uma melhor retenção no meio filtrante, inclusive na etapa de amadurecimento quando o filtro se encontra limpo.

A tendência de utilização de valores de pH baixos, menores que 7, na coagulação, com predominância de neutralização de carga, tem se correlacionado com a remoção eficiente de oocistos por filtração direta descendente. Dessa forma, pode-se inferir que para águas com qualidade compatível com a filtração direta, o emprego de dosagem de sulfato de alumínio de 3 a 30 mg/L, a depender da qualidade da água, e faixa de pH de 5 a 7 tendem a fornecer uma remoção de oocistos de *Cryptosporidium* na faixa de 2,7 até 5,4 log. É importante ressaltar que as condições de coagulação estão intimamente relacionadas a qualidade da água bruta em termos de turbidez, cor e matéria orgânica de forma que águas com maior cor e baixa turbidez provavelmente necessitam de doses mais elevadas de coagulante e pH mais baixos do que águas com turbidez elevada e baixa cor.

A maioria dos estudos avaliaram taxas de filtração dentro da taxa máxima de 360 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia que foi estabelecido pela NBR12216 para filtros rápidos de dupla camada. Como sugerido por Dougan e Williams (2004) o aumento da taxa de filtração pode provocar diminuição da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* de modo que trabalhar com as taxas de filtração sugeridas pela norma técnica para filtros rápidos de dupla camada tende a garantir boa remoção de oocistos. Entretanto, as evidências indicam

que para água bruta com turbidez decorrente da presença de material argiloso constituído por caulinita, a remoção de oocistos é afetada pelo uso de taxas de filtração mais elevada, atingindo eficiente remoção de oocistos quando taxa de filtração avaliada foi de 408 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia. Dessa forma, para águas com presença de partículas argilosas propõem que o uso de taxas de filtração maiores do que é recomendado pela NBR 12216, por volta de 400 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia ainda conseguira boa remoção de oocistos. Porém, os resultados da literatura são insuficientes para se afirmar em que nível os materiais argilosos podem favorecer a remoção em altas taxas. Portanto, estudos devem ser feitos para comprovar o efeito favorável dos materiais argilosos na remoção de oocistos em taxas elevadas.

A partir dos resultados da pesquisa bibliográfica pode-se inferir que o arranjo do meio filtrante em camada simples, dupla ou múltiplas camadas parece não comprometer de forma significativa a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Portanto, sugere-se a adoção de meio filtrante com camada dupla de antracito e areia por apresentar a vantagem em relação ao filtro de camada simples, de operar em uma maior taxa de filtração garantindo maior produção de água pela ETA.

Para as características do meio filtrante de dupla camada constituído de antracito e areia os valores dos parâmetros tamanho efetivo e coeficiente de desuniformidade na maioria dos estudos se apresentaram próximos aos valores sugeridos por Di Bernardo *et al* (2017) para filtros diretos descendentes e/ou pela NBR 12216 para filtração rápida. Desse modo, acredita-se que o tamanho efetivo dos grãos de areia para camada dupla na faixa de 0,4 - 0,6 e de 0,9 - 1,1 para a camada de antracito, assim como coeficiente de desuniformidade compreendendo valores de 1,4 - 1,6 e de 1,3 - 1,52 para a areia e o antracito, respectivamente forneçam remoção satisfatória de oocistos de *Cryptosporidium*. Além desses parâmetros, a espessura do meio filtrante para dupla camada variou de 20 – 60 cm, areia estando um pouco acima do que é recomendado para FDD e variou de 45,7 – 70 para o antracito, correspondendo a faixa de valores que é sugerida para norma e literatura técnica. Desse modo, os resultados da pesquisa bibliográfica sugerem que meios filtrantes mais profundos apresentam maior número de grãos coletores e, conseqüentemente, promovem maior remoção de oocistos.

Dentre os trabalhos encontrados na pesquisa bibliográfica pode-se observar que a remoção de oocistos por filtração direta descendente de dupla camada com coagulação por sulfato de alumínio apresentou uma remoção mínima de 2,3 log e uma máxima de 5,2 log, e

remoção média de 3,8 log. Dessa forma, garantindo o meio filtrante duplo com taxas de filtração na faixa proposta na literatura de menor que 360 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia, qualidade da água dentro dos padrões compatíveis com o tratamento é possível alcançar remoções médias de 3,8 log. Pode-se notar que a remoção média de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente por dupla camada com coagulação por sulfato de alumínio atingira remoção superior à recomendada pela USEPA para filtração direta de 2,5 log de remoção. Entretanto, esse valor de remoção atribuído a filtração direta depende da concentração inicial de oocistos na água bruta, cujo monitoramento inicial revela uma concentração inferior de 0,075 oocistos/L, caso contrário faz se necessário incorporar tratamentos que proporcionem remoções adicionais de oocistos.

Considerando os trabalhos acerca da ocorrência e concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* em mananciais brasileiros foi possível determinar uma faixa de concentrações de oocistos presentes em águas superficiais variando de 2 até 187 oocistos/L. A partir desses dados juntamente com os resultados de remoções de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente em dupla camada precedida de coagulação por sulfato de alumínio foi possível a criação de diferentes cenários para avaliar o risco associado a presença do oocistos desse protozoário em mananciais brasileiros. Os seis diferentes cenários são apresentados a seguir e correspondem a situações de concentrações mínimas, médias e máximas de oocistos na água superficial, assim como eficiência de remoção mínima, média e máxima.

- **Cenário 1:** concentração mínima de oocistos na água de 2 oocistos/L e remoção mínima de 2,3 log.
- **Cenário 2:** concentração mínima de oocistos na água de 2 oocistos/L e máxima remoção de 5,2 log.
- **Cenário 3:** concentração mínima de oocistos na água de 2 oocistos/L e remoção média de 3,8 log
- **Cenário 4:** concentração máxima de oocistos na água de 187 oocistos/L e remoção mínima de 2,3 log.
- **Cenário 5:** concentração máxima de oocistos na água de 187 oocistos/L e máxima remoção de 5,2 log.
- **Cenário 6:** concentração máxima de oocistos na água de 187 oocistos/L e remoção média de 3,8 log

De acordo com o diagrama de determinação de risco associado a uma instalação de tratamento, com base na concentração estimada de oocistos de *Cryptosporidium* na água de origem e na eficiência (créditos de log) dos processos de tratamento estabelecidos pela OMS (2009) é possível observar que, para os cenários 2, 3 e 5 a concentração de oocistos na água juntamente com a efetividade de remoção por filtração direta descendente precedida de coagulação por sulfato de alumínio estava associado a um risco baixo de infecção que está relacionada a uma concentração de oocistos no efluente tratado de 0,003 oocistos/100 L que representa uma probabilidade de contaminar  $10^{-4}$  pessoas ao ano. Já para o cenário 1 e 6 foi correlacionado com um risco médio de contaminação que relativo a uma detecção de 0,3 oocistos/100L na água tratada e probabilidade de infecção de 1 pessoas a cada 100 pessoas ao ano. Já para o cenário 4 representou o cenário mais crítico, com um nível alto de risco associado a contaminação atribuído a presença de 30 oocistos/100 L de água tratada e uma probabilidade de infecção de 0,6 pessoas/ ano.

Tais resultados enfatizam a importância tanto do monitoramento de concentração de oocistos nos pontos de captação de água bruta quanto a efetividade de remoção em log das tecnologias empregadas buscando manter um baixo risco associado a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* nas estações de tratamento de água.

Vale ressaltar que a desinfecção por cloro tende a não ser tão eficiente na inativação desses microrganismos devido a sua alta resistência à esses desinfetante e o emprego de outros métodos de desinfecção, embora mais eficientes, podem não ser economicamente viáveis. Portanto, verifica-se a necessidade de estudar taxas menores e maiores profundidades a fim de analisar o seu desempenho em obter maiores remoções de oocistos de *Cryptosporidium*.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

No presente trabalho realizou-se uma pesquisa bibliográfica sobre a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente e sua relação com os parâmetros de projeto e operacionais do filtro, com o intuito de verificar se os resultados das pesquisas e as recomendações das normas vigentes e da literatura para dimensionamento de sistemas de filtração direta descendente convergem para a remoção efetiva do protozoário por meio dessa tecnologia, uma vez que, dentre os parâmetros de qualidade da água, os oocistos de *Cryptosporidium* não foram considerados para a elaboração dessas recomendações.

Em termos da pesquisa bibliográfica pode-se concluir que com a filtração direta descendente é possível alcançar remoção efetiva de oocistos na faixa de 1,4 e 5,4 log utilizando parâmetros de projetos e operacionais de acordo com as recomendações vigentes para dimensionamento de filtros diretos descendentes. De forma, geral, a FDD em condições de coagulação e operação otimizadas tem apresentado eficiência média de 3,6 log, similar à eficiência recomendada para remoção de oocistos pela tecnologia de ciclo completo e maior do que 2,5 log que é recomendado pela USEPA para a filtração direta.

A grande maioria dos estudos de filtração direta descendente para remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foram executados em escala piloto, o que permitiu condições operacionais bem controladas. Portanto, deve-se esperar uma queda na remoção oocistos na escala real promovida pelo aumento de problemas hidrodinâmicos nas unidades de filtração como curto-circuitos, caminhos preferenciais e zonas mortas.

A qualidade da água bruta para a remoção eficiente de oocistos de *Cryptosporidium* tem se mostrado correspondente ao que é recomendado na literatura nacional com turbidez inferior a 30 uT e concentrações de carbono orgânico total inferiores a 5 mg/L. É perceptível que os níveis de cor na água bruta têm mostrado influenciar negativamente a remoção de oocistos. Embora nos estudos realizados até o momento não tenham sido avaliados níveis de cor das águas estudadas superiores aos recomendados para filtração direta, pode-se inferir que águas com cores muito elevadas podem prejudicar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente.

A importância da coagulação para o tratamento de água por filtração rápida é reconhecida pela literatura. Condições otimizadas de pH e dosagem de coagulante promovem maior retenção de oocistos, enquanto falhas na coagulação causam redução na de remoção de

oocistos. O sulfato de alumínio foi o coagulante mais avaliado e o emprego de valores de pH de coagulação abaixo de 7 e dosagens de sulfato de alumínio de 3 – 30 mg/L se mostram eficientes para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* para qualidades de água que sejam compatíveis com o que foi sugerido por Di Bernardo *et al.* (2017).

Em relação às características dos filtros, o presente trabalho permitiu concluir que o arranjo do meio filtrante não compromete a remoção de oocistos. Dessa forma, filtros de camada simples ou dupla são eficazes na retenção desse microrganismo. As faixas de valores das características do meio filtrante, como espessura, tamanho efetivo e coeficiente de desuniformidade encontram-se próximos ou na faixa de valores sugeridos nas recomendações técnicas nacionais e tendem a garantir a remoção eficiente de oocistos. Além disso, espessuras do meio filtrante maiores adotadas junto com menores taxas de filtração inclinam-se a apresentar melhores eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtros diretos descendentes.

As pesquisas mais recentes têm optado por utilizar substitutos de oocistos em escala piloto, uma vez que, o uso de oocistos viáveis e inativos apresentam desvantagem econômica e de risco a saúde. Dentre os agentes avaliados, as microesferas de poliestireno têm se mostrado um substituto eficaz para os oocistos de *Cryptosporidium* e estão já sendo empregadas em estudos de avaliação de sistemas de filtração direta descendente. Com tudo, as microesferas têm sido utilizadas em estudos em escala piloto e seu uso em escala real não é economicamente viável, de forma que se torna importante a busca de agentes substitutos que possam ser aplicados ao monitoramento da remoção de oocistos em sistemas de filtração direta descendente em escala real.

De forma geral, a NBR 12216 assim como as recomendações de Di Bernardo *et al.* (2017) para as condições de coagulação e parâmetros de projeto para filtros rápidos se mostraram condizentes com os estudos que buscavam a remoção eficiente de oocistos de *Cryptosporidium* por filtros rápidos aplicados a tecnologia de filtração direta descendente. Tais resultados enfatizam o caráter conservador das recomendações técnicas, visto que para tecnologias de filtração direta descendente há exigência de uma água bruta com baixo risco microbiológico, refletido no valor máximo de 500 *E. Coli*/100 mL.

Apesar dos escassos estudos de avaliação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta ascendente, os resultados têm mostrado que a tecnologia é promissora,

apontando a necessidade de desenvolver estudos que abordem a avaliação da influência dos parâmetros operacionais bem como da qualidade da água na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Além disso, na elaboração da pesquisa bibliográfica não foram identificados estudos de remoção de oocistos por dupla filtração que também demanda estudos sobre a eficiência de remoção de oocistos.

A água de lavagem dos filtros pode influenciar na concentração de oocistos para o tratamento de água para consumo humano. Como em muitas estações de tratamento uma parcela da água de lavagem dos filtros é recirculada para o início do sistema de tratamento, a fração recirculada pode contribuir para elevar a concentração de oocistos no afluente e a depender da concentração inicial no manancial de abastecimento, aumentar o risco de exposição à população.

De acordo com os resultados alcançados no presente estudo, são apresentadas as seguintes recomendações de estudos futuros de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e/ou agentes substitutos por tecnologias de filtração rápida:

1. Efetuar estudos em escala real para confrontar com os resultados em escala piloto e assim obter fatores de correção para os parâmetros de dimensionamento das tecnologias baseadas em filtração direta.
2. Efetuar estudos acerca dos diferentes modos de operação hidráulico dos filtros e sua influência na deposição e desprendimento de oocistos no meio filtrante.
3. Analisar a influência do uso de taxas de filtração superiores às recomendadas na norma técnica em combinação com água bruta com teores elevados de partículas argilosas na remoção de oocistos
4. Analisar o efeito de taxas de filtração menores que as recomendadas para filtração direta descendente assim como maiores espessuras do meio filtrante na remoção de oocistos.
5. Avaliar a influência do aumento da concentração de oocistos no afluente do sistema de tratamento pela recirculação da água de lavagem dos filtros rápidos na remoção de oocistos pelo filtro diretos.
6. Avaliar condições críticas da qualidade da água como turbidez e níveis de cor acima do que é proposto na literatura.
7. Avaliar as diferentes tecnologias de filtração direta, como filtração direta ascendente e dupla filtração e sua eficiência na remoção de oocistos.

8. Investigar o uso de agentes substitutos aos oocistos de *Cryptosporidium* para estudos de filtração direta em escala real

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amirtharajah, A. e Mills, K.M. (1982). “Rapid-Mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation.” *Journal of the American Water Works Association*, **74**(4), 210-216.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1992). Projeto de Estação de Tratamento de Água para Abastecimento Público. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Baldursson, S. e Karanis, P. (2011). “Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2004 e 2010”. *Water Research*, **45**(20), 6603-6614.
- Brasil. (2004). “Portaria nº 518, de 25 de março de 2004.” Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União de 25.03.2004.
- Brasil. (2017). “Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de Setembro de 2017”. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília: Diário Oficial da União de 28.09.2017.
- Brasil. Ministério da Saúde (2011) “Portaria no 2.914, de 12 de dezembro de 2011.” Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Diário Oficial da União de 12.12.2011.
- Brown, T. J e Emelko, M. B (2009). “Chitosan and metal salt coagulant impacts on *Cryptosporidium* and microsphere removal by filtration”. *Water Research*, **43** (2), 331 – 338.
- Bustamante, H.A., Shanker, S.R., Pashley, R.M. e Karaman, M.E. (2001). “Interaction between *Cryptosporidium* oocysts and water treatment coagulants.” *Water Research*, **35** (13), 3179-3189
- Castro-Hermida, J.A., González-Warleta, M., Mezo, M. (2015) “*Cryptosporidium* spp. and *Giardia duodenalis* as pathogenic contaminants of water in Galicia, Spain: The need for safe drinking water”. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **218** (1), 132–138.
- Cryptosporidium-sized microspheres.” *Water Supply* , **13**(6), 1583 – 1592.
- Dai, X. e Hozalski, R. M. (2003) “Evaluation of Microspheres as Surrogates for *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Filtration Experiments”. *Environmental Science & Technology*, **37** (5), 1037 – 1042.

- Di Bernardo, Da Nave Mendes, C.G., Brandão, C.C.S., Sens, M.L., Pádua, V.L. (2003). Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta. ABES, Projeto PROSAB, Rio de Janeiro.
- Di Bernardo, L., Dantas, A.D.B., Voltan, P.E.D. (2017). Métodos e técnicas de tratamento de água. Vol. 1. 3ª Edição. São Carlos, S. P., Brasil, 1296 p.
- Dugan, N. R. e Williams, D. J. (2004) “Removal of *Cryptosporidium* by in-line filtration: Effects of coagulant type, filter loading rate and temperature”. Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua, **53** (1), 1- 15
- Edwards, G.A e Amirtharajah, A. (1985) “Removing Color Caused by Humic Acids. Removing Color Caused by Humic Acids.” Journal of the American Water Works Association, **77**(3), 50 -57.
- Edzwald, K., J e Kelley, M., B. (1998) “Control of *Cryptosporidium*: From reservoirs to clarifiers to filters”. Water Science and Technology, **37** (2), 1- 8.
- Efstratiou, A., Ongerth, J.E.; Karanis, P. (2017). “Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2011–2016”. Water Research, **114**(1), 14-22.
- Emelko, M. (2003). “Removal of viable and inactivated *Cryptosporidium* by dual- and tri media filtration”. Water Research, **37** (2), 2998-3008.
- Emelko, M.E e Huck, P.M. (2004). “Microspheres as Surrogates for *Cryptosporidium* Filtration.” Journal of American Water Works Association, **93**(3), 94 – 105.
- Emelko, M; Huck , P.M; Coffey , B. M. (2005) “A review of *Cryptosporidium* removal by granular media filtration.” Journal of American Water Works Association , **97** (12), 101 -115.
- Fagundes, A. P. (2006). Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* por Filtração Direta – Influência de Alguns Aspectos Operacionais. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 143p.
- Fernandes, N. M. G. (2007). Influência do pH de Coagulação e Dosagem de Sulfato de Alumínio na Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* por Filtração Direta Descendente. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-106/07, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 144p.
- Fernandes, N. M. G., Ginoris, Y. P., Rios, R. H. T., Brandão, C. C. s. (2010) “ Influência do pH de coagulação e da dose de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de

- Cryptosporidium* por filtração direta descendente”. Engenharia Sanitária e Ambiental. 15 (4), 375 -384.
- Gitis, V. (2002) “Depressed filtration ripening enhances removal of *Cryptosporidium parvum*” Water Science & Technology Water Supply, **2** (3), 159 -168.
- Gitis, V. (2008) “Rapid sand filtration of *Cryptosporidium parvum*: Effects of media depth and coagulation” Water Science & Technology Water Supply, **8** (2), 129 -134.
- Gitis, V., Hought, R. C., Clark, R. M., Rothenberg, G. (2002). “Assessing the removal of inorganic colloids and *Cryptosporidium parvum* from drinking water”. Journal of Environmental Monitoring, **4** (2), 244 -248.
- Heller, L., Bastos, R., K., X.; Vieira, M.B.C.M, Bevilacqua, P, D; de Brito, L. L. A. (2004). “Oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*: circulação no ambiente e risco à saúde humana” Epidemiologia e Serviços de Saúde, **12** (2), 79 -92.
- Huck, P.M; Coffey, B.M; Anderson, W.B; Emelko, M.B; Maurizion, D.D; Slawson, R.M. (2002). “Using turbidity and particle counts to monitor *Cryptosporidium* removals by filters.” Water Supply, **2** (3), 65 - 71.
- Ives, K. J. (1970). “ Review Paper: Rapid Filtration”. Water Research Pergamon Press, **4**(1), 201-223.
- Karaman, M. E., Pashley, R. M., Bustamante. H., Shanker, S. R. (1999). “Microelectrophoresis of *Cryptosporidium parvum* oocysts in aqueous solution of inorganic and surfasse cátions”. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, **146** (1-3), 217-225.
- Kim, H., Shikiya, J., Akiba, M., Kunikane, S. (2004). “Examination of monodispersed artificial particles similar to *C. parvum* oocysts in size as the removal surrogate of *Cryptosporidium*”. Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA, **53** (1), 51- 59.
- Muller, A.P.B (1999). Detecção de oocistos de *Cryptosporidium*, spp, em águas de abastecimento superficiais e tratadas da região metropolitana de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo São Paulo, SP, 135p.
- Nascimento, M.F (2009). Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio da Filtração Direta Ascendente em areia: avaliação em escala piloto. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF,149p.

- Nascimento, M. F., Ginoris, Y. P., Brandão, C. C. S. (2020) “*Cryptosporidium* Oocysts Removal by Upflow Direct Filtration: Pilot Scale Assessment” *Water*, **12** (5), 1 -14.
- Nieminski, E. C., Ongerth, J. E., (1995). “Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by convetional treatment”. American Water Works Association. **87** (9), 96 – 106.
- OMS (2009). World Health Organization. Risk Assessment of *Cryptosporidium* in Drinking-Water. 143p.
- OMS (2017). World Health Organization. Guidelines for Drinking - Water Quality. 631p.
- OMS e UNICEF (2019). Progress on household drinking water, sanitation and hygiene – Social Focus on inequalities. 71p.
- Ongerth, J., e Pecoraro, J. (1995). “Removing *Cryptosporidium* using multimedia filters”. Journal / American Water Works Association. **87**(12), 83 – 89.
- Ongerth, J.E. e Pecoraro, J.P. (1996). “Electrophoretic mobility of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts.” *Journal of Environmental Engeneering*, **122**(3), 228-231
- Papineau, I; Tufenkji, N. (2013). “Impacts of kaolinite clay particles on the filtration of
- Ramo, A., Del Cacho, E., Sánchez-Acedo, C., Quílez, J. (2017) “Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in raw and finished drinking water in north-eastern Spain”. *Science of the Total Environment*, **580**(15), 1007–1013.
- Rosado-García, F. M., Guerrero-Flórez, M., Karanis, G., Hinojosa, M.d.C., Karanis, P.(2017). “Water-borne protozoa parasites: The Latin American perspective”. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **220** (5), 783-798.
- Ryan, U., Papparini, A., Monis, P., Hijjawwi, N. (2016) “It’s of ficial e *Cryptosporidium* is a gregarine: What are the implications for the water industry?” *Water Research*, **105**, 305–313.
- Solo-Gabriele, H.; Neumeister, S. (1996) “US outbreaks of *Cryptosporidium*.” *Journal of American Water Works Association* , **88**(9), 78 – 86.
- States, S.; Tomko, R.; Scheuring , M.; Casson, L. (2002). “Enhanced Coagulation and Removal of *Cryptosporidium*.” *Journal of American Water Works Association*, **94**(11), 67 – 77.
- Swertfeger, J., Metz, D. H., DeMarco, J., Braghetta, A. e Jacangelo, J. G. (1999). “Effect of filter media on cyst and oocyst removal.” *Journal of the American Water Works Association*, **91**(9), 90-100.
- Tufenkji, N., Miller G. F, Ryan, J. N., Harvey R. W., Elimelech, M. (2004). “Transport of *Cryptosporidium* oocysts in porous media: Role of straining and physicochemical filtration” *Environmental Science & Technology* **38** (22), 5932-5938

- US EPA (2010) Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule, Toolbox Guidance Manual. United States Environmental Protection Agency, Washington, USA.
- Wang, D., Kundert, K. L., Emelko, M. B. (2018). “Optimisation and improvement of in line filtration performance in water treatment for a typical low turbidity source water”. *Environmental Technology*, **41** (2), 181 – 190.
- Xu, G. R., Fitzpatrick, C. S B., Deng, L. Y. (2006). “Effects of filtration temperature, humic acid level and alum dose on *Cryptosporidium* sized particle breakthrough”. *Water Science and Technology*, **54**(11-12), 353 -361.
- Zahedi, A., Papparini, A., Jian, F., Robertson, I., Ryan, U. (2016) “Public health significance of zoonotic *Cryptosporidium* species in wildlife: Critical insights into better drinking water management”. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, **5**(1), 88–109.