

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

REMOÇÃO DE OOCISTOS E DE INDICADORES
FÍSICOS DE *Cryptosporidium parvum* EM ÁGUAS
DE ABASTECIMENTO POR MEIO DA DECANTAÇÃO-
ESTUDO EM ESCALA PILOTO

Cristiane Fernanda da Silva

Belo Horizonte

2008

**REMOÇÃO DE OOCISTOS E DE INDICADORES
FÍSICOS DE *Cryptosporidium parvum* EM ÁGUAS
DE ABASTECIMENTO POR MEIO DA DECANTAÇÃO-
ESTUDO EM ESCALA PILOTO**

Cristiane Fernanda da Silva

Cristiane Fernanda da Silva

**REMOÇÃO DE OOCISTOS E DE INDICADORES
FÍSICOS DE *Cryptosporidium parvum* EM ÁGUAS
DE ABASTECIMENTO POR MEIO DA DECANTAÇÃO-
ESTUDO EM ESCALA PILOTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito à qualificação ao título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Qualidade e tratamento de água para consumo humano

Orientador: Prof. Dr. Valter Lúcio de Pádua

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2008

AGRADECIMENTOS

Ao finalizar este trabalho não poderia deixar de apresentar os meus mais sinceros agradecimentos às pessoas que tornaram este sonho possível:

- Agradeço à Deus cada minuto da minha vida e por colocar pessoas tão especiais no meu caminho;
- Ao meu orientador Valter Lúcio de Pádua, profissional admirável e ser humano excepcional, não apenas pelo conhecimento e experiência compartilhados, mas também pelas manifestações de sincera amizade, incentivo, apoio e confiança, nestes anos de rica convivência.
- Ao meu co-orientador Daniel Adolpho Cerqueira, sempre tão gentil, pelo apoio na parte de microbiologia.
- À minha querida família, meu pai, minha mãe, Fabiane, Flaviane e Mauro, por todo amor e dedicação, meu eterno agradecimento;
- Ao meu noivo Rômulo, pelo carinho, paciência e momentos de descontração e alegria, que tornaram estes anos ainda mais agradáveis;
- À minhas grandes amigas, Fabiana de Cerqueira Martins, Maria Inês de Araújo Vilhena, Lucinda Oliveira Silva e Danusa Campos Teixeira, sempre tão dedicadas e competentes, pela ajuda nos ensaios realizados e pelos momentos alegres;
- À minha amiga Sílvia, pela amizade, apoio, confiança e pela grande ajuda na parte estatística;
- Aos queridos colegas Livia Lobato, Luiza Cardoso, Albano, Fernando e Álisson, pelo carinho e apoio em todos os momentos;
- À Iara, secretária do Programa de Pós-Graduação, por tantos favores e gentilezas dispensados ao longo desses anos de convivência e a todos os funcionários do DESA, em especial, Dona Chica e Cláudia;

- Ao CNPq e à FINEP pelo apoio, financiamento do projeto de pesquisa e pela disponibilização da bolsa por meio do PROSAB;
- À COPASA por tornar possível a realização deste trabalho e aos seus funcionários pela dedicação e pelo maravilhoso clima de trabalho em equipe;
- A todas as pessoas que, de alguma forma, participaram e contribuíram para a elaboração deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

Resumo

A presença de microrganismos que apresentam baixa dose infectante e elevada resistência aos processos usuais de tratamento de água é uma ameaça à saúde pública. A contaminação das águas superficiais por *Cryptosporidium* tem merecido atenção especial, por parte de pesquisadores e autoridades sanitárias, pois não há dúvidas de que os mananciais, em maior ou menor grau, veiculam esses microrganismos, conforme demonstram os trabalhos de alguns pesquisadores. A Portaria nº 518/2004, do Ministério da Saúde, recomenda a pesquisa de *Cryptosporidium* na água destinada ao consumo humano e considera que a redução da turbidez a valores inferiores a 0,5 uT é um fator importante no controle desses microrganismos. Contudo, é necessário realizar estudos complementares para demonstrarem a efetividade do uso da turbidez como padrão microbiológico. Em função das limitações de detecção, tem sido avaliado o emprego de outros parâmetros que permitem estimar a remoção de protozoários no tratamento de água. A incorporação de parâmetros biológicos como, bactérias esporogênicas aeróbias (*Bacillus subtilis*) e parâmetros físicos (turbidez e microesferas), admite a hipótese de que poderão apresentar padrões de remoção similares àqueles registrados para oocistos de *Cryptosporidium*. Considerando a importância sanitária da ocorrência de surtos de criptosporidiose, cresce a conscientização de que se deve buscar a otimização dos processos e operações unitárias de tratamento que possam garantir a qualidade microbiológica da água, o que constitui um dos objetivos deste trabalho. O presente estudo avaliou, em escala piloto, a eficiência de dois tipos de decantadores (convencional de escoamento vertical e alta taxa) quanto à remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*. Foram avaliados dois tipos de águas, simulando situações de baixa e elevada turbidez ($10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT), utilizando-se dois tipos de coagulantes – sulfato de alumínio e cloreto férrico. Os ensaios de bancada foram realizados para determinar as dosagens dos coagulantes e dos gradientes de velocidade de floculação que foram empregados na instalação-piloto. Foram realizadas quatro carreiras de tratamento e comparadas as eficiências de cada decantador e a influência das condições operacionais na qualidade da água decantada. No trabalho concluiu-se que ambos decantadores apresentaram comportamento semelhantes com relação à remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, de turbidez e microesferas e que as operações de tratamento que empregaram cloreto férrico no processo de coagulação forneceram melhores resultados. Observou-se que as microesferas podem ser utilizadas como indicador e que as águas mais turvas apresentaram maior remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Abstract

The presence of microorganisms, that present low infectious dosage and high resistance to the usual water treatment process, is a threat to public health. The contamination of surface water by *Cryptosporidium* has deserved special attention by researcher and public health authorities, because there is no doubt that, in greater or lesser degree, springs carries these microorganisms, as it has been demonstrated in some research projects. The Brazilian public health law nº 518/2004, recommends the research of *Cryptosporidium* in water destined for human consumption and considers that the reduction of turbidity to values inferior to 0,5 NTU is an important factor in the control of these microorganisms. However, it is necessary to make complementary studies to demonstrate the effectiveness of using turbidity as a microbiological standard. Regarding the limitations of this detection method, it has been evaluated the usage of parameters that allow us to estimate the removal of protozoa in water treatment. The incorporation of biological parameters such as, aerobic esporogenic bacteria (*Bacillus subtilis*) and the physical parameters (turbidity and microspheres), admits the hypothesis that there may present similar removal standards as those registered for oocysts of *Cryptosporidium*. Considering the sanitary importance of the occurrence of outbreaks of criptosporidiosis, it the growing the awareness that it should be optimized the process of unitary operation that may guarantee the microbiological quality of water, which constitutes one of the objectives of this work. The present work evaluated, in a pilot scale, the efficiency of two types of water clarifiers (conventional of vertical flow and high rate) regarding the removal physical indicators and of oocysts of *Cryptosporidium*. Two types of water were evaluated, simulating high and low turbidity situations ($10 \pm 0,5$ NTU and $100 \pm 5,0$ NTU), utilizing two types of coagulants – aluminium sulphate and ferric chloride. The experiments made in laboratory were done to determine the dosages of the coagulants and of the velocity gradients from the flocculators used in the pilot-installation. Four levels of treatments were made and the efficiencies were compared to each sedimentation and the influence of operational conditions in the decanted water quality. It was concluded in this work that both decanters present similar behaviors regarding the removal of oocysts of *Cryptosporidium*, the turbidity and microspheres and that operations of treatment that used ferric chlorides in the process of coagulation had the best results. It was observed that microspheres can be used as indicators and that turbid waters present greater removal of oocysts of *Cryptosporidium*.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS.....	VII
LISTA DE FIGURAS.....	VIII
LISTA DE TABELAS.....	XII
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
2.1 OBJETIVO GERAL.....	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS SOBRE O TRATAMENTO DA ÁGUA.....	5
3.2 PROCESSOS E OPERAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	6
3.2.1 <i>Coagulação</i>	6
3.2.2 <i>Floculação</i>	14
3.2.3 <i>Decantação</i>	16
3.3 REMOÇÃO DE PROTOZOÁRIOS.....	22
3.3.1 <i>Caracterização do protozoário Cryptosporidium</i>	23
3.3.2 <i>Efeitos do Cryptosporidium na saúde</i>	24
3.3.3 <i>Ocorrência de Cryptosporidium em águas destinadas ao consumo humano</i>	24
3.3.4 <i>Possíveis indicadores físicos e biológicos de oocistos de Cryptosporidium</i>	27
3.3.5 <i>Remoção de oocistos de Cryptosporidium em unidades de tratamento de água</i>	31
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	35
4.1 PLANEJAMENTO ADOTADO PARA A REALIZAÇÃO DOS EXPERIMENTOS.....	35
4.2 DESCRIÇÃO DO APARATO EXPERIMENTAL.....	37
4.3 MATERIAIS UTILIZADOS.....	40
4.4 PREPARAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO.....	42
4.4.1 <i>Preparação da suspensão para conferir turbidez à água de estudo</i>	42
4.4.2 <i>Características das águas de estudo</i>	43
4.5 ENSAIOS DE BANCADA.....	44
4.5.1 <i>Construção dos diagramas de coagulação</i>	44
4.5.2 <i>Escalonamento do gradiente de velocidade médio na floculação</i>	45
4.6 ENSAIOS NA INSTALAÇÃO-PILOTO.....	46
4.7 MÉTODOS DE ANÁLISE DAS AMOSTRAS COLETADAS NA INSTALAÇÃO-PILOTO.....	48
4.7.1 <i>Determinação de turbidez da água decantada</i>	48
4.7.2 <i>Metodologia para detecção e quantificação de oocistos de Cryptosporidium na água decantada</i> 48	
4.7.3 <i>Metodologia para quantificação de microesferas nas águas de estudo</i>	51
4.8 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS EXPERIMENTAIS.....	51
4.8.1 <i>Estatística descritiva dos dados</i>	51
4.8.2 <i>Critérios estatísticos adotados para a análise dos dados</i>	52
4.8.3 <i>Aplicação de testes não-paramétricos para a análise dos dados</i>	53
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	58
5.1 PREPARAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO.....	58
5.2 DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO.....	60
5.2.1 <i>Diagramas de coagulação utilizados no tratamento das águas com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT</i>	61
5.2.2 <i>Diagramas de coagulação utilizados no tratamento das águas com turbidez de 100 ± 5 uT</i>	62
5.3 GRADIENTES DE VELOCIDADE MÉDIOS DA FLOCULAÇÃO.....	63
5.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS REFERENTES AO TRATAMENTO DAS ÁGUAS DE ESTUDO.....	66
5.4.1 <i>Estatísticas descritiva dos dados</i>	66
5.5 APLICAÇÃO DE TESTES ESTATÍSTICOS PARA ANÁLISE DOS DADOS.....	72

5.5.1	<i>Desempenho dos decantadores na remoção de indicadores físicos e de oocistos de Cryptosporidium, em função do tipo de coagulante.</i>	72
5.5.2	<i>Eficiência dos coagulantes na remoção de indicadores físicos e de oocistos de Cryptosporidium</i>	77
5.5.3	<i>Comparação da remoção de oocistos de Cryptosporidium entre os dois tipos água.</i>	82
5.5.4	<i>Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de Cryptosporidium das águas de estudo.</i>	85
5.6	REMOÇÃO DE OOCISTOS E DE INDICADORES FÍSICOS DE CRYPTOSPORIDIUM NOS DECANTADORES	91
6	CONCLUSÕES	96
7	RECOMENDAÇÕES	99
8	REFERÊNCIAS	100
9	ANEXOS	106

LISTA DE ABREVIATURAS

AIDS – Síndrome da Imunodeficiência Aquirida

AQRM – Análise Quantitativa do Risco Microbiológico

AT – Decantador de Alta taxa

AWWA - American Water Works Association

CRT/DST – Centro de Referência e Treinamento de Doenças Sexualmente Transmissíveis de São Paulo

DC – Decantador Convencional de Escoamento Vertical

DLVO - Derjaguin, Landau, Verwey e Overbeek

ETA – Estação de tratamento de água

G_f – Gradiente de velocidade de floculação

G_m – Gradiente de velocidade de mistura rápida

LT2ESWTR – Enhanced Surface Water Treatment Rule, Long Term 2

OMS – Organização Mundial da Saúde

PACl – hidróxicloreto de alumínio

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

SWTR – Surface Water Treatment Rule

TAS – Taxa de Aplicação Superficial

T_d – Tempo teórico de detenção

T_f – Tempo de floculação

T_m – Tempo de mistura rápida

USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

uC – unidade de cor

uT – unidade de turbidez

v_s – velocidade de sedimentação

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Representações esquemáticas: (a) da camada dupla difusa; (b) do potencial da camada difusa; e (c e d) de dois casos de energias de interação de partícula-partícula no sistema coloidal eletrostaticamente estabilizado. Fonte: AWWA, 1990 <i>apud</i> Santos, 2004.....	8
Figura 3.2 – (a) Agregação e (b) reestabilização das partículas coloidais por polímeros adsorvidos. Fonte: AWWA, 1990 <i>apud</i> Santos, 2004.....	10
Figura 3.3 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com o potencial zeta. Fonte: Amirtharajah & Mills, 1982.	13
Figura 3.4 – Valores de gradiente de velocidade ótimo em função do tempo de floculação Fonte: Mendes (1989) <i>apud</i> Di Bernardo <i>et al.</i> (2005).....	15
Figura 3.5 – Trajetória de partícula discreta e de partícula floculenta em unidade de decantação com escoamento horizontal. Fonte: Di Bernardo <i>et al.</i> , 2005.....	17
Figura 3.6 – Decantador convencional de escoamento horizontal. Fonte: Di Bernardo <i>et al.</i> (2005).....	18
Figura 3.7 – Decantador convencional de escoamento vertical com unidades de floculação e sedimentação independentes. Fonte: Di Bernardo <i>et al.</i> (2005).....	19
Figura 3.8 – Esquema de decantador de escoamento horizontal com fundos múltiplos. Fonte: Di Bernardo <i>et al.</i> (2005).....	20
Figura 3.9 – Configurações dos módulos tubulares em estações compactas propostas por Culp <i>et al.</i> (1968).....	21
Figura 3.10 – Decantador de alta taxa. Fonte: Di Bernardo <i>et al.</i> (2005).....	22
Figura 4.1 – Fluxograma de atividades realizadas nas investigações experimentais.	36
Figura 4.2 – Fluxograma detalhado de realização dos experimentos.	37
Figura 4.3 – Aparelho de Jarteste utilizado na realização dos experimentos.....	37
Figura 4.4 – Fotografias da instalação-piloto utilizada na realização dos experimentos.....	38
Figura 4.5 – Esquema da instalação piloto.....	39
Figura 4.6 – Detalhamento do decantador convencional de escoamento vertical e do decantador de alta taxa.	40
Figura 4.7 – Equipamento utilizado para preparar a suspensão concentrada para conferir turbidez às águas de estudo na instalação-piloto.	43
Figura 4.8 – Fluxograma referente as etapas de tratamento da instalação-piloto e aos ensaios realizados.....	47

Figura 4.9 – Pontos de coletas dos decantadores de alta taxa e convencional e frascos utilizados nas coletadas das amostras.	49
Figura 4.10 – Filtração das amostras em Manifold e lavagem das membranas, utilizadas na filtração, com solução tampão fosfato com Tween 20 (PBST 1%).....	49
Figura 4.11 – Homogeneização da amostra concentrada em vórtex e preparação da lâmina com 100 µL da amostra.....	49
Figura 4.12 – Secagem de lâmina em estufa e fixação de anticorpos à lâmina que será incubada em câmara úmida.	50
Figura 4.13 – Remoção do excesso de solução tampão fosfato PBST 1% com pipeta de Pasteur ligada à vácuo e aplicação de glicerina seguida da colocação de lamínula e selagem com esmalte.	50
Figura 4.14 – Seqüência utilizada para comparar o desempenho dos decantadores, em função do tipo de coagulante, na remoção de indicadores físicos e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	54
Figura 4.15 – Seqüência utilizada para comparar a eficiência dos coagulantes, em função do tipo de decantador, na remoção de indicadores físicos e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	55
Figura 4.16 – Seqüência utilizada para comparar a influência da turbidez da água de estudo na eficiência de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	56
Figura 4.17 – Seqüência utilizada para comparar as concentrações de microesferas e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> , em função do tipo de decantador.....	57
Figura 5.1 – Turbidez remanescente em função do tempo para suspensão concentrada preparada com diversas quantidades de caulinita.	58
Figura 5.2 – Turbidez remanescente em função do tempo de repouso da suspensão concentrada preparada com 20g de caulim por litro de água desclorada.....	59
Figura 5.3 – Diagramas de coagulação construídos a partir da utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico no tratamento da água com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT – turbidez remanescente para $v_s = 1,0$ cm/min.....	61
Figura 5.4 – Diagramas de coagulação construídos a partir da utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico no tratamento da água com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT – cor aparente remanescente para $v_s = 1,0$ cm/min.....	62
Figura 5.5 – Diagramas de coagulação construídos a partir da utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico no tratamento da água com turbidez de 100 ± 5 uT – turbidez remanescente para $v_s = 1,0$ cm/min.....	62
Figura 5.6 – Diagramas de coagulação construídos a partir da utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico no tratamento da água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT – cor aparente remanescente para $v_s = 1,0$ cm/min e $v_s = 0,5$ cm/min.	63

Figura 5.7 – Turbidez remanescente em função do gradiente de velocidade para diferentes tempos de floculação – água com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT.	64
Figura 5.8 – Curvas de variação da turbidez remanescente mínima, em função do tempo de floculação, obtidas com a utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico para a água com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT (água tipo I) e 100 ± 5 uT (água tipo II).	65
Figura 5.9 – Fluxograma simplificado da análise estatística adotada para avaliar o desempenho dos decantadores, em função do tipo de coagulante, no tratamento das águas de estudo.	73
Figura 5.10 – Concentração de indicadores físicos e de oocistos nos efluentes dos decantadores – Água de estudo com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT.	74
Figura 5.11 – Concentração de indicadores físicos e de oocistos nos efluentes dos decantadores – Água de estudo com turbidez inicial de 100 ± 5 uT.	76
Figura 5.12 – Fluxograma simplificado adotado para avaliar a eficiência dos coagulantes aplicados no tratamento das águas de estudo.	78
Figura 5.13 – Concentração de indicadores físicos e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nos efluentes dos decantadores, em função do tipo de coagulante – Água com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT.	79
Figura 5.14 – Concentração de indicadores físicos e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nos efluentes dos decantadores, em função do tipo de coagulante – Água com turbidez inicial de 100 ± 5 uT.	81
Figura 5.15 – Fluxograma simplificado adotado para avaliar a remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em função da turbidez das águas de estudo.	83
Figura 5.16 – Concentrações de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nos efluentes do decantador convencional de escoamento vertical obtidas nos dois tipos de água.	84
Figura 5.17 – Concentrações de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nos efluentes do decantador de alta taxa obtidas nos dois tipos de água.	85
Figura 5.18 – Fluxograma simplificado adotado para comparar as concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> , em função do tipo de coagulante, no tratamento das águas de estudo.	86
Figura 5.19 – Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nos decantadores convencional e de alta taxa – aplicação de sulfato de alumínio no processo de coagulação da água com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT.	87
Figura 5.20 – Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nos decantadores convencional e de alta taxa – aplicação de cloreto férrico no processo de coagulação da água com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT.	88

Figura 5.21 – Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nos decantadores convencional e de alta taxa – aplicação de sulfato de alumínio no processo de coagulação da água com turbidez igual a 100 ± 5 uT.	89
Figura 5.22 – Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nos decantadores convencional e de alta taxa – aplicação de cloreto férrico no processo de coagulação da água com turbidez igual a 100 ± 5 uT.	90
Figura 5.23 – Eficiência dos decantadores convencional de escoamento vertical e de alta taxa na remoção de oocistos e de indicadores físicos de <i>Cryptosporidium</i> – coagulação com sulfato de alumínio.	92
Figura 5.24 – Eficiência dos decantadores convencional de escoamento vertical e de alta taxa na remoção de oocistos e de indicadores físicos de <i>Cryptosporidium</i> – coagulação com cloreto férrico.	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Características de alguns coagulantes. Fonte: SANTOS, 2004.....	12
Tabela 4.1 – Características das unidades componentes da instalação-piloto.....	38
Tabela 4.2 – Especificações de produtos e equipamentos utilizados.....	41
Tabela 4.3 – Parâmetros operacionais para ensaios de sedimentação em escala de bancada. Fonte: PROSAB, EDITAL 5, TEMA 1 (2006).....	44
Tabela 4.4 – Métodos de análise adotados para determinação dos oocistos e de indicadores físicos de <i>Cryptosporidium</i>	51
Tabela 5.1 – Características dos dois tipos de água.....	60
Tabela 5.2 - Escalonamento do gradiente de velocidade médio de floculação com utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico para os dois tipos de água.....	66
Tabela 5.3 – Estatística descritiva dos parâmetros monitorados nos decantadores para a água com turbidez $10 \pm 0,5$ uT– coagulação com sulfato de alumínio.....	67
Tabela 5.4 - Estatística descritiva dos parâmetros monitorados nos decantadores para a água com turbidez $10 \pm 0,5$ uT– coagulação com cloreto férrico.....	67
Tabela 5.5 – Estatística descritiva dos parâmetros monitorados nos decantadores para a água com turbidez 100 ± 5 uT– coagulação com sulfato de alumínio.....	70
Tabela 5.6 - Estatística descritiva dos parâmetros monitorados nos decantadores para a água com turbidez 100 ± 5 uT– coagulação com cloreto férrico.....	70
Tabela 5.7 – Média de log-remoção dos oocistos e indicadores físicos de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> obtidos nos experimentos com coagulação de sulfato de alumínio.....	94
Tabela 5.8 – Média de log-remoção dos oocistos e indicadores físicos de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> obtidos nos experimentos com coagulação de cloreto férrico.....	94

1 INTRODUÇÃO

Em sistemas de abastecimento a captação de água contaminada por microrganismos patogênicos representa perigo à saúde, sendo particularmente crítica quando os mesmos apresentam grande persistência ambiental e resistência aos processos convencionais de tratamento. A ocorrência desses patógenos exige a implementação de processos alternativos ou a otimização das operações unitárias nas estações de tratamento de água (ETA).

A utilização de múltiplas barreiras é uma maneira de reduzir os riscos associados à água para consumo humano. Adotam-se, como barreiras, a incorporação de medidas preventivas ou otimizadas ao longo das diversas etapas do sistema de abastecimento, desde os mananciais até o ponto de consumo, permitindo assegurar a qualidade da água e absorver possíveis falhas nas etapas que compõem a seqüência do sistema de abastecimento.

Algumas pesquisas demonstram que oocistos de *Cryptosporidium* são facilmente encontrados em amostras fecais de animais e em amostras de água bruta superficial. Esse protozoário é um patógeno de transmissão hídrica que apresenta baixa dose infectante, alta persistência ambiental e elevada resistência aos processos tradicionais de desinfecção. A presença de *Cryptosporidium* nas águas destinadas ao consumo humano tornou-se uma das principais preocupações quanto à contaminação microbiológica, principalmente em grupos vulneráveis, tais como pacientes imunodeprimidos.

A criptosporidiose, doença provocada pela presença de *Cryptosporidium* no organismo humano, provoca gastroenterite ou diarréia crônica em pessoas imunodeprimidas (como pessoas com Síndrome de Imunodeficiência Adquirida – AIDS), idosos e crianças. Entretanto, a infecção pode ocorrer também em indivíduos saudáveis, mas com quadro clínico menos severo. Segundo Xagorarakí *et al.* (2004), pelo fato do tratamento médico não ser efetivo no combate a doenças causadas por alguns patógenos emergentes, estratégias de saúde pública devem enfatizar mais a prevenção dessas doenças do que o tratamento curativo.

A partir de 1976 o *Cryptosporidium* foi reconhecido como patógeno humano e na década de 1980 o número de ocorrências de criptosporidiose associado a pessoas imunodeprimidas aumentou, principalmente em pessoas com AIDS. No Brasil, Stamford *et al.* (2003) relatam que, em 1997, o Centro de Referência e Treinamento de Doenças Sexualmente Transmissíveis

de São Paulo – CRT/DST – registrou 2.842 casos de criptosporidiose no período de 1980 a 1997 em pacientes imunodeprimidos, particularmente, portadores de AIDS.

Em função da baixa recuperação e do alto custo da técnica de detecção e quantificação de oocistos de *Cryptosporidium*, tem sido avaliado o emprego de outros parâmetros que permitem estimar a remoção de protozoários na água tratada. Desta forma, indicadores biológicos como coliformes, *Enterobacter aerogenes* tipo não fecal, bactérias esporogênicas aeróbias (*Bacillus subtilis*), bactérias anaeróbias (*Clostridium perfringens*) e parâmetros físicos tais como, turbidez, microesferas e a contagem de partículas, são estudados como indicadores da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Devido à dificuldade de identificar o grande número de organismos patogênicos que podem estar presentes na água, a Portaria do Ministério da Saúde nº 518/2004 (BRASIL, 2004) recomenda a pesquisa de patogênicos como *Cryptosporidium*, *Giardia* e enterovírus e associa a eficiência de remoção de patogênicos a obtenção de efluentes de filtração que apresentem baixa turbidez, a boas práticas de tratamento e a proteção de mananciais. Ressalta-se que é importante remover partículas (turbidez) para possibilitar a melhoria da etapa de desinfecção. Na maioria das águas brutas, os microrganismos costumam estar associados às partículas, como substrato ou forma de proteção contra a ação do desinfetante.

No Brasil, o sistema convencional de tratamento composto pelas unidades de mistura rápida, floculação, decantação e filtração é adotado em muitas ETAs. Desta forma, considerando a importância do estudo da eficiência desse tipo de tratamento e que os oocistos de *Cryptosporidium* comportam-se como partículas, espera-se que estes microrganismos apresentem maior remoção na etapa de clarificação e filtração da água, já que os mesmos não são inativados nas dosagens usuais de cloro empregadas no processo de desinfecção.

Na etapa de sedimentação, as unidades de decantação são projetadas com base na taxa de aplicação superficial (TAS), a qual está diretamente relacionada com a velocidade de sedimentação das partículas presentes na água após as etapas de coagulação e floculação. Contudo, a decantação convencional requer grandes espaços físicos, nem sempre disponíveis no local de implantação da ETA, para promover a sedimentação das partículas.

Muitas ETAs adotam decantadores de alta taxa pelo fato de permitirem maiores TAS. Sendo assim, algumas companhias de abastecimento de água têm feito a conversão dos decantadores convencionais em decantadores de alta taxa para aumentar a vazão de água tratada ou reduzir o espaço físico ocupado pelas estações. Sendo assim, nesta pesquisa poderá ser avaliado se haverá influência da configuração dos decantadores (alta taxa e convencional) na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Devido à importância sanitária da ocorrência de *Cryptosporidium*, o presente estudo avaliou, em escala piloto, a eficiência de dois tipos de decantadores, convencional de escoamento vertical e de alta taxa, quanto à remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e de indicadores físicos – turbidez e microesferas. Foram avaliados dois tipos de águas, simulando situações de baixa e elevada turbidez ($10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT), utilizando-se dois tipos de coagulantes – sulfato de alumínio e cloreto férrico. Foi comparada a eficiência de cada decantador e suas condições operacionais na qualidade da água decantada.

São poucos os trabalhos encontrados na literatura que demonstram as eficiências dos decantadores quanto à remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em águas para consumo humano. Desta forma, este estudo tem como objetivo contribuir para o conhecimento relativo a este tema.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Comparar, em escala piloto, a eficiência do decantador de alta taxa e do decantador convencional de escoamento vertical na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e de indicadores físicos visando ao tratamento de água para consumo humano.

2.2 Objetivos Específicos

- Comparar a eficiência dos coagulantes empregados, sulfato de alumínio e cloreto férrico, na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e de indicadores físicos – turbidez e microesferas;
- Comparar as taxas de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e de indicadores físicos em águas com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT, por sedimentação, em instalação-piloto.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção foram descritos tópicos importantes para a compreensão do estudo realizado. Foi feita uma abordagem sobre as unidades componentes de uma ETA, apresentando, de forma sucinta, os mecanismos de coagulação, os princípios da floculação e da decantação. A unidade de filtração não foi discutida, visto que o objetivo da pesquisa é avaliar a eficiência dos decantadores da instalação-piloto utilizada.

Como as análises das amostras coletadas foram feitas em termos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, de turbidez e de microesferas, neste estudo foram citados alguns registros da literatura que enfatizam a importância sanitária da ocorrência destes protozoários nos sistemas de abastecimento de água, bem como a utilização de parâmetros físicos, como indicadores da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, nas unidades de tratamento.

Para finalizar este item, foram apresentadas algumas pesquisas referentes à remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e de possíveis indicadores físicos em estações de tratamento e em instalações-piloto.

3.1 **Considerações iniciais sobre o tratamento da água**

Para garantir o cumprimento dos padrões de potabilidade, a seleção do tratamento a ser aplicado na água depende de uma série de critérios ambientais, econômicos e técnicos. Padrões nacionais e normas técnicas devem ser seguidos na definição dos processos de tratamento, garantindo assim, a qualidade da água.

Em uma ETA, é de fundamental importância escolher apropriadamente o tratamento em relação à qualidade da água bruta, quantificar as concentrações de contaminantes na água de consumo humano, avaliar a capacidade dos processos de tratamento para viabilizar a segurança da qualidade da água distribuída à população.

Uma abordagem ainda pouco explorada é a falta de análise dos pontos críticos onde a contaminação pode ser medida e/ou prevenida. Exemplo de elevada contaminação é a poluição de mananciais, fator de risco potencial para a presença de protozoários na água tratada.

No Brasil, a Portaria nº 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) recomenda a pesquisa de alguns microrganismos patogênicos como, *Cryptosporidium*, *Giardia* e enterovírus, e associa a eficiência de remoção desses microrganismos à obtenção de efluentes que apresentam turbidez inferior a 0,5 uT. Contudo, é necessário realizar estudos complementares que demonstrem a efetividade do uso da turbidez como padrão microbiológico.

3.2 Processos e operações de tratamento de água

Na impossibilidade de se impedir a passagem de oocistos de *Cryptosporidium* à estação de tratamento de água, passa a ser tarefa dos processos de tratamento removê-los para evitar possíveis efeitos sobre a saúde dos consumidores.

Diversas pesquisas têm sido realizadas na busca das melhores técnicas de tratamento para águas que contenham oocistos de *Cryptosporidium*, ao mesmo tempo em que se examinam os efeitos dos processos e operações unitárias de tratamento de água sobre a remoção dos mesmos.

Muitas companhias de abastecimento de água têm assegurado a distribuição de água com qualidade, empregando em todo o sistema, barreiras de modo a otimizar a capacidade de remoção de contaminantes nas diferentes etapas do processo de tratamento. As barreiras comumente empregadas são: proteção dos mananciais, coagulação, floculação, sedimentação, filtração, desinfecção e proteção do sistema de distribuição.

Como nesta pesquisa buscou-se otimizar as etapas de coagulação, floculação e decantação da instalação-piloto utilizada nos experimentos, é de extrema importância apresentar os mecanismos e princípios teóricos dessas unidades de tratamento.

3.2.1 Coagulação

A coagulação, geralmente realizada com sais de alumínio e de ferro, é um processo que apresenta dois fenômenos. O primeiro consiste nas reações do coagulante com a água e na formação de espécies hidrolisadas com carga positiva, dependendo da concentração do metal e do pH final da mistura. O segundo consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato com as partículas presentes na água.

Depois de realizada a coagulação, a água segue para unidades com agitação mais lenta para que ocorram choques entre as partículas, que se aglomeram formando partículas maiores e que são removidas posteriormente, por sedimentação, flotação ou filtração rápida. Em uma ETA que necessita de coagulação química, o desempenho de qualquer tecnologia de tratamento depende, essencialmente, desta etapa, que se for deficiente, não removerá as partículas nas etapas subseqüentes.

3.2.1.1 Mecanismos da coagulação

Os microrganismos e as partículas existentes na água bruta geralmente apresentam carga superficial negativa, impedindo que as mesmas se aproximem uma das outras, permanecendo no meio líquido se suas características não forem alteradas. Por isso, é necessário alterar a força iônica do meio, o que é feito pela adição de: sais de alumínio, sais de ferro, polímeros sintéticos ou polímeros naturais.

A coagulação é feita por ação de quatro mecanismos distintos, os quais podem atuar individualmente ou combinados: compressão da dupla camada elétrica, adsorção e neutralização de cargas, varredura e adsorção e formação de pontes.

A seguir serão apresentadas definições, de forma resumida, referentes aos mecanismos de coagulação, que foram citadas nos estudos de Di Bernardo *et al.* (2005).

3.2.1.1.1 *Compressão da camada difusa*

No mecanismo de compressão da camada difusa, sais comuns, tal como o cloreto de sódio, fornecem íons para a solução (Na^+ e Cl^-) que atuam como cargas localizadas e não têm características químicas de hidrólise e de adsorção na coagulação. O modelo eletrostático de Derjaguin, Landau, Verwey e Overbeek (DLVO), citado por Di Bernardo *et al.* (2005), descreve a coagulação por esses sais e mostra que a desestabilização de um colóide por um eletrólito indiferente é acarretada por íons de cargas opostas às cargas do colóide e que quanto maior a carga do íon positivo, menor a quantidade requerida para a coagulação. Por exemplo, as doses de Na^+ , Ca^{2+} e Al^{3+} necessárias para desestabilizar um colóide carregado negativamente variam, aproximadamente, na razão de $1:10^{-2}:10^{-3}$.

As interações entre coagulantes indiferentes e partículas coloidais são puramente eletrostáticas. Íons de carga igual à carga inicial do colóide são repelidos e íons de carga

contrária à do colóide são atraídos (Figura 3.1a). A desestabilização por íons de carga contrária ocorre pela compressão da camada difusa em volta das partículas coloidais. Concentrações altas de eletrólitos na solução, como por exemplo, alta força iônica e alta concentração de sólidos totais, produzem altas concentrações de íons com cargas contrárias na camada difusa, diminuindo, assim, o volume da camada difusa necessário para manter a eletroneutralidade; conseqüentemente, diminuem a espessura da camada difusa e o campo de repulsão entre as partículas coloidais iguais (Figuras 3.1a e 3.1b). As forças de atração de van der Waals podem interferir na barreira de ativação de energia, fazendo-a desaparecer, eliminando assim a estabilização eletrostática (Figuras 3.1c e 3.1d) (SANTOS, 2004).

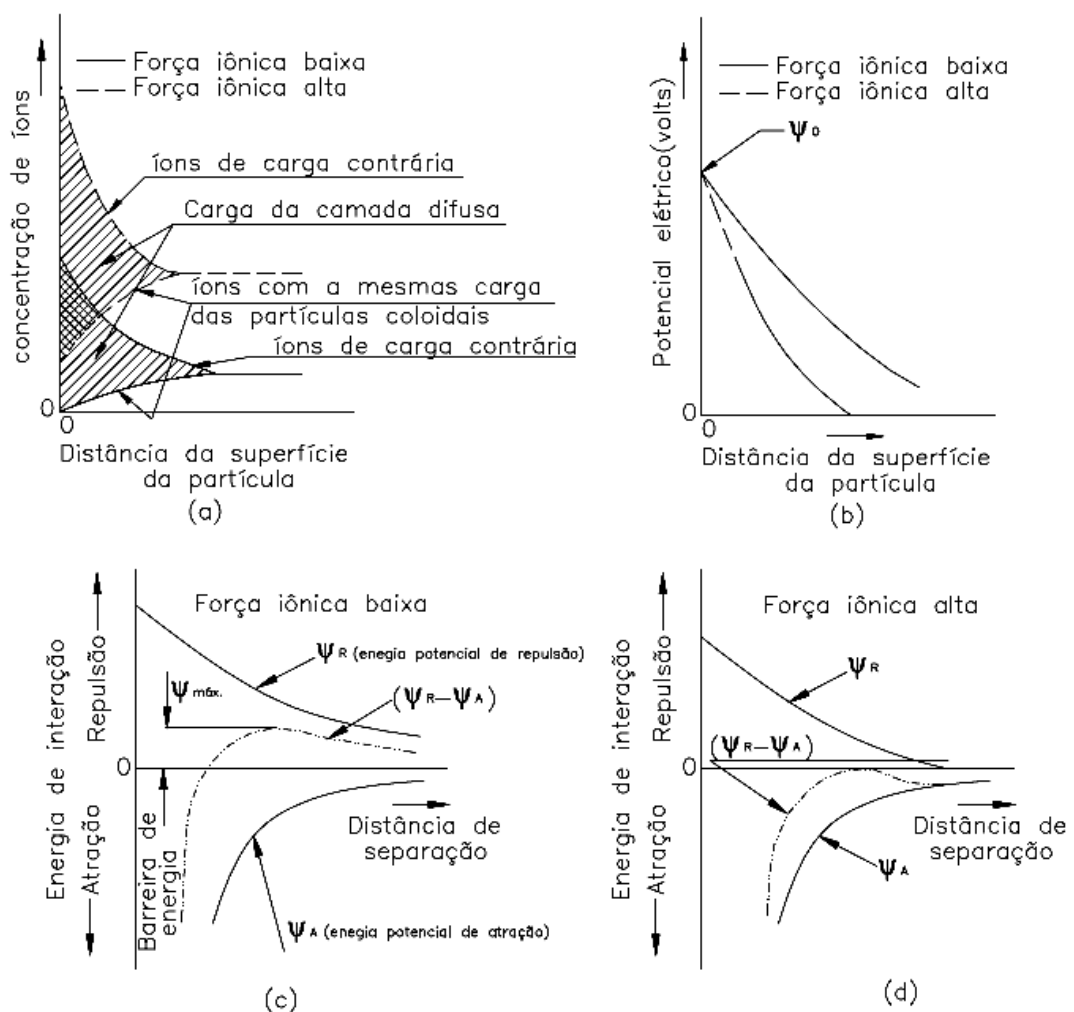


Figura 3.1 – Representações esquemáticas: (a) da camada dupla difusa; (b) do potencial da camada difusa; e (c e d) de dois casos de energias de interação de partícula-partícula no sistema coloidal eletrostaticamente estabilizado. Fonte: AWWA, 1990 *apud* Santos, 2004.

Resumidamente, neste mecanismo a quantidade de eletrólitos para conseguir a coagulação é, praticamente, independente da concentração de colóides na água e para qualquer quantidade adicionada de eletrólitos é impossível ocorrer a reversão de carga das mesmas.

Nas estações de tratamento de água não é comum ocorrer esse mecanismo de coagulação, uma vez que necessitaria de altas doses de coagulantes. Um bom exemplo de desestabilização por compressão da camada difusa ocorre quando a água doce de rios, que possui partículas com força iônica baixa, mistura-se com a água do mar, que possui íons com força iônica alta, ocasionando a desestabilização das partículas por compressão da camada difusa. A acumulação dessas partículas leva à formação de deltas nas desembocaduras dos rios.

3.2.1.1.2 Adsorção e neutralização de carga

Neste mecanismo a neutralização de carga ocorre quando uma quantidade suficiente de coagulante é adicionada à água, de modo que, a carga negativa sobre os contaminantes seja eliminada, ou seja, atinja valores de potencial zeta próximos de zero. Para a tecnologia de tratamento por filtração direta, esse mecanismo é o mais indicado, pois não há necessidade de se formar flocos grandes e sim de desestabilizar as partículas para que estas sejam retidas nos filtros.

A capacidade do coagulante desestabilizar uma dispersão coloidal é, na verdade, resultante de uma composição de interações entre coagulante-colóide, coagulante-solvente e colóide-solvente. Para coagulantes como íons de ferro, de alumínio hidrolisado e hidróxi-cloreto de alumínio, comumente utilizados no tratamento de água, a adsorção é comum, mas neste caso geralmente resulta de interações químicas entre coagulante e colóide. Excesso de doses e reversão de cargas são possíveis com sais de ferro, de alumínio e de polímeros orgânicos.

3.2.1.1.3 Varredura

O mecanismo da varredura, conhecido como “*sweep coagulation*”, é muito utilizado em ETAs que apresentam tratamento convencional. Em geral, os flocos obtidos neste mecanismo são maiores e sedimentam ou flutam mais facilmente que os flocos obtidos no mecanismo de adsorção-neutralização de cargas.

Quando um sal, como o sulfato de alumínio ou o cloreto férrico, é adicionado à água em concentrações altas para ocasionar a precipitação do hidróxido do metal, $\text{Al(OH)}_3(\text{s})$ ou $\text{Fe(OH)}_3(\text{s})$, respectivamente, as partículas coloidais podem ser aderidas nesses precipitados, à medida que eles vão se formando.

3.2.1.1.4 Adsorção e formação de pontes

O mecanismo de adsorção e formação de pontes de hidrogênio caracteriza-se por envolver o uso de polímeros de grandes cadeias moleculares (massa molar maior que 10^6). Polímeros orgânicos sintéticos são utilizados com mais frequência no tratamento de águas, mostrando-se eficientes, podendo ser catiônicos, não iônicos e aniônicos.

A desestabilização por pontes ocorre quando um segmento de uma cadeia de polímeros fica retido sobre mais de uma partícula, ligando-as. Quando a molécula de um polímero entra em contato com a partícula coloidal, alguns grupos reagem sobre o polímero retido na superfície da partícula, deixando outras porções de moléculas espalhadas na solução. Se uma segunda partícula, com alguns espaços de adsorção vazios, entra em contato com os segmentos dos polímeros, poderá ocorrer uma adesão (Figura 3.2 a).

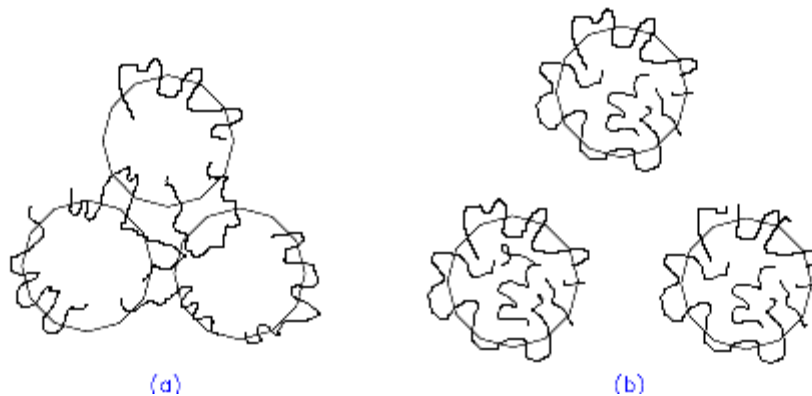


Figura 3.2 – (a) Agregação e (b) reestabilização das partículas coloidais por polímeros adsorvidos. Fonte: AWWA, 1990 *apud* Santos, 2004.

Para que a ponte seja eficiente, os polímeros deverão afastar-se da superfície da partícula o bastante para aderir a outras. A partícula deverá ter alguma superfície livre disponível para adsorção dos segmentos de polímero espalhados. Polímeros em excesso, quando adsorvidos, poderão acarretar a reestabilização das partículas, devido à saturação da superfície (Figura 3.2b).

O uso de polímeros sem a adição de coagulantes metálicos pode aumentar, em alguns casos, a duração das carreiras de filtração. Contudo, o uso de polímero pode ocasionar aglutinamento do leito filtrante e, conseqüentemente sua deterioração.

3.2.1.2 Tipos de coagulantes

No tratamento de águas de abastecimento, os sais de alumínio e ferro são os mais utilizados como coagulantes primários. Os sais de alumínio incluem o sulfato de alumínio, aluminato de sódio, e vários outros produtos, tais como cloridrato de alumínio e hidróxi-cloreto de alumínio. Já os sais de ferro compreendem, dentre outros, o cloreto férrico, o sulfato férrico e formulações de poliferro (SANTOS, 2004).

O sulfato de alumínio e o cloreto férrico são dois dos coagulantes mais utilizados para o tratamento de águas de abastecimento. O sulfato de alumínio apresenta baixo custo, contudo o cloreto férrico normalmente é aplicado em menores doses.

Os polímeros, especialmente os floculantes, podem ser responsáveis por uma grande parcela do custo total dos produtos químicos. Entretanto, em alguns casos, o seu uso pode contribuir para a redução do custo total do tratamento de água.

3.2.1.3 Escolha dos coagulantes

Na escolha do coagulante deve-se levar em consideração suas características e a qualidade da água bruta. Coagulantes fornecidos por empresas distintas podem dar resultados diferentes no tratamento da água. Isso se deve ao fato de que as concentrações de impurezas nos coagulantes podem variar muito, devido a qualidade do material que foi utilizado para produzi-los. O sulfato de alumínio, por exemplo, pode ser extraído de materiais que são ricos em alumínio, tais como bauxita, alumina, argilas e outros minerais de silicato de alumínio. O alumínio pode ser extraído pela dissolução na fase sólida, em ácido sulfúrico, seguido de filtração. A bauxita é um solo formado há milhões de anos em condições quentes e úmidas, enquanto a alumina é um produto artificial, purificado, geralmente oriundo da bauxita. O sulfato de alumínio produzido da bauxita geralmente contém concentrações mais altas de impurezas (traços de metais, ânions, e carbono orgânico) do que o sulfato de alumínio extraído da alumina, o qual, por sua vez, tende a conter concentrações mais altas de sódio e zinco (SANTOS, 2004).

Na escolha do coagulante é importante considerar o tipo de lodo gerado no final do tratamento e suas características, as quais dependem da qualidade da água bruta e do pré-tratamento químico utilizado. As características químicas e físicas dos resíduos do tratamento da água são influenciadas pela composição química do coagulante. Desta forma, problemas relacionados com o manuseio e disposição desses resíduos podem ser minimizados ajustando-se o processo de coagulação ou mudando o tipo de coagulante aplicado na ETA.

Dentre as principais características dos coagulantes devem ser consideradas: a concentração em termos de ingrediente ativo (% Al_2O_3 , % Fe ou % Fe_2O_3), acidez (% ácido livre) ou pré-neutralização (% basicidade), concentração de contaminantes, temperatura de cristalização, corrosividade, viscosidade, compatibilidade com os materiais onde serão armazenados e tubulações onde serão transportados.

Ressalta-se que na escolha do coagulante é importante avaliar os custos, facilidade de transporte, armazenamento e manuseio, as características do lodo gerado e a compatibilidade com outros produtos químicos. Na Tabela 3.1, apresentada nos estudos de Santos (2004), são mostradas as características de alguns coagulantes.

Tabela 3.1 – Características de alguns coagulantes. Fonte: SANTOS, 2004.

Coagulante	Composição típica	Al_2O_3 ou Fe (%)	Ponto de congelamento (°C)	Viscosidade (Cps)*	Densidade (g/cm^3)
Sulfato de alumínio líquido	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$	8,3	-8	20	1,32
Sulfato de alumínio seco	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$	17,1	Não disponível	Não disponível	Não disponível
Sulfato de alumínio com ácido a 30%	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O} + \text{H}_2\text{SO}_4$	5 a 8	-10 a -17	20	1,26 a 1,30
Cloreto férrico	FeCl_3 (30 a 40%)	12 a 14	-20 a -50	3 a 10	1,26 a 1,49
Sulfato ferroso	$\text{Fe}(\text{SO}_4)_2$	10 a 12,5	-40	30	1,48
PACI (50% de basicidade)	$\text{Al}(\text{OH})_{1,5}(\text{SO}_4)_X(\text{Cl})_Y$	6 a 10,25	-12	7	1,20
PACI (70% de basicidade)	$\text{Al}(\text{OH})_{2,1}(\text{SO}_4)_X(\text{Cl})_Y$	10,5	-11	10	1,23
ACH (cloridrato de alumínio)	$\text{Al}(\text{OH})_{2,46}(\text{SO}_4)_X(\text{Cl})_Y$	23,6	-6	20	1,35
Aluminato de sódio	NaAlO_2	20 a 45	-32	300	1,50
PASS (sulfato silicato de polialumínio)	$\text{Al}_x\text{Ca}_a\text{Na}_b(\text{OH})_X(\text{SO}_4)_Y$	10	0 a 5	17	1,33

*Obs.: SI: 1 *pouiseuille* (Pl) = $1 \text{ N} \cdot \text{s}/\text{m}^2$
MKS: 1 poise (P) = $0,1 \text{ N} \cdot \text{s}/\text{m}^2$
100 centipoise = $1 \text{ P} = 1 \text{ g}/\text{cm} \cdot \text{s}$.
Para a água a 20°C e 1 atm – 1 centipoise = $10^{-3} \text{ N} \cdot \text{s}/\text{m}^2$
PACI = Hidróxi-cloreto de alumínio

3.2.1.4 Diagramas de coagulação

Os diagramas de coagulação podem ser obtidos pela execução de ensaios de coagulação, floculação e sedimentação (ou flotação) ou de ensaios de coagulação e filtração. Em 1982 Amirtharajah & Mills desenvolveram, com base no diagrama de solubilidade do alumínio, o diagrama de coagulação apresentado na Figura 3.3. Esse diagrama contém regiões, que representam dois mecanismos de coagulação (varredura e adsorção-neutralização de cargas), relatados anteriormente, e a reestabilização das partículas coloidais.

As regiões delimitadas no diagrama de coagulação são influenciadas pelo pH da água de estudo e pela dose do coagulante na formação das espécies hidrolisadas de alumínio e na definição do mecanismo de coagulação.

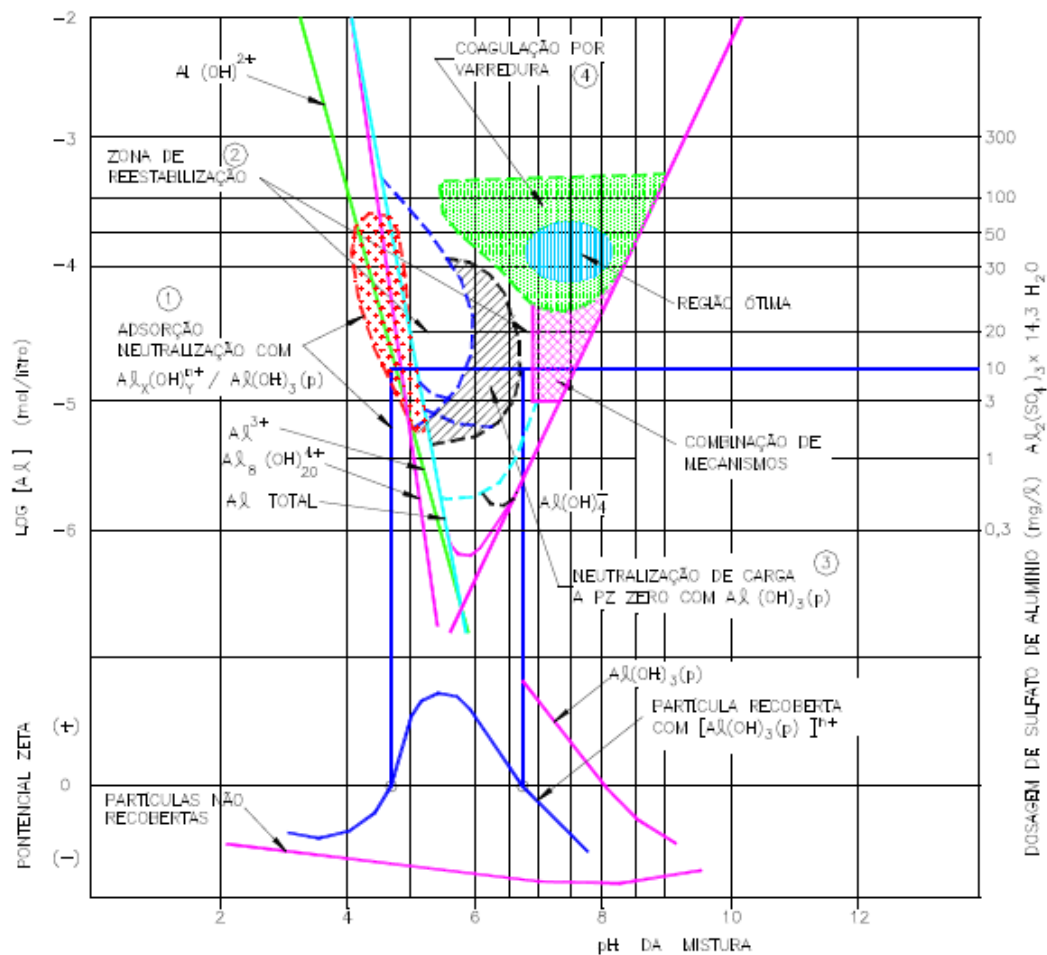


Figura 3.3 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com o potencial zeta.
Fonte: Amirtharajah & Mills, 1982.

Na Figura 3.3 observa-se que na região 1 ocorre a neutralização da carga das partículas coloidais pelas espécies hidrolisadas do alumínio, que são adsorvidas na superfície do colóide. Na região 2 a reestabilização ocorre em potencial zeta maior que zero. A região conhecida como “*corona*” (região 3) possibilitou, em doses inferiores a 3,0 mg/L de sulfato de alumínio e pH variando entre 5,8 a 6,6 a desestabilização, por adsorção, dos colóides presentes na água. Na região 4 os colóides são desestabilizados pelo mecanismo de varredura com faixa correspondente ao pH variando entre 5,5 a 9,0 e com doses de coagulante elevadas, acima de 20 mg/L de sulfato de alumínio.

É importante salientar que a delimitação dessas regiões pode variar em função das características da água estudada e que simplesmente aumentar a dose de coagulante não é suficiente para melhorar a coagulação, sendo importante determinar o pH de coagulação apropriado.

Na prática, em muitas ETAs ocorre um grande desperdício de coagulante devido ao excesso de dose deste produto. Estudos de tratabilidade da água bruta em ensaios de bancada devem ser feitos para reduzir esse desperdício. Erro na dose de coagulante ou no pH de coagulação pode conduzir à reversão da carga superficial das impurezas presentes na água, que passam a apresentar potencial zeta positivo – fenômeno da reestabilização – comprometendo seriamente a eficiência das ETAs.

Resumidamente, os diagramas de coagulação são ferramentas úteis para predizer as condições químicas em que ocorre a coagulação. Portanto, essenciais para análise e interpretação dos estudos em escala de bancada ou real, contribuindo para a definição da dose de coagulante e das condições de pH para redução da turbidez e da cor e de outros parâmetros de interesse no monitoramento da qualidade da água tratada.

3.2.2 Flocculação

A flocculação possibilita o aumento do tamanho do material em suspensão presente na água que será encaminhado aos decantadores, flutuadores ou filtros. Pela cinética da flocculação, sabe-se que quanto maior o gradiente de velocidade, maior será a chance de ocorrer contato entre as partículas (agregação dos flocos), visando aumentar-lhes o tamanho. Contudo, gradientes de velocidade maiores também provocam maior ruptura dos flocos já formados.

Desta forma, na unidade de floculação ocorrem dois fenômenos distintos: a agregação e a ruptura dos flocos.

No presente trabalho, ensaios em laboratório foram realizados para permitir o estabelecimento do gradiente de velocidade adequado para cada água de estudo, em função do tempo de floculação. Na prática tem-se observado que o valor do gradiente de velocidade médio ótimo diminui à medida que aumenta o tempo de floculação.

No início da floculação, logo após a coagulação, as impurezas ainda encontram-se dispersas na água, sendo necessária agitação mais intensa (maior gradiente de velocidade médio) para permitir o contato entre elas, visando agregá-las em flocos. À medida que os flocos vão se formando, o gradiente de velocidade médio precisa ser reduzido, para minimizar a quebra daqueles já existentes.

Após realizar uma série de estudos em ensaios de bancada, com águas de diferentes qualidades, Mendes (1989) observou que quando aumenta o tempo de floculação há sempre um gradiente de velocidade ótimo que possibilita melhorar a eficiência de remoção de cor ou turbidez por meio da decantação (Figura 3.4). Contudo, existe um tempo “ideal” para cada água, acima do qual a eficiência da floculação cresce muito lentamente, tornando-se economicamente desvantajosa a adoção de tempos de detenção superiores.

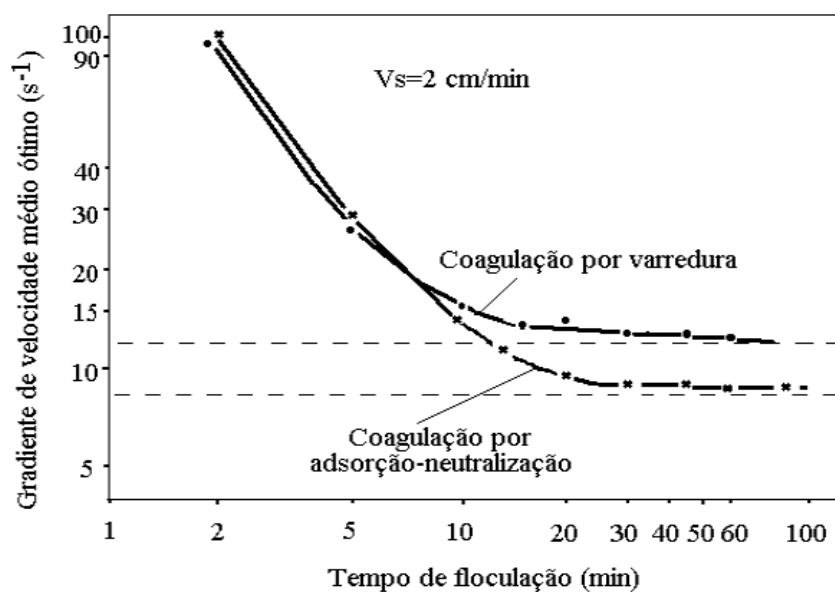


Figura 3.4 – Valores de gradiente de velocidade ótimo em função do tempo de floculação
Fonte: Mendes (1989) *apud* Di Bernardo *et al.* (2005)

Nas estações de tratamento é recomendado o escalonamento do gradiente de velocidade médio nas unidades de floculação, decrescendo-o à medida que aumenta o tempo de detenção.

Neste estudo, como foi avaliada a unidade de decantação da instalação-piloto, a coagulação feita foi pelo mecanismo da varredura, sendo assim, as curvas obtidas nos ensaios de otimização dos gradientes de velocidade de floculação são semelhantes a curva de coagulação por varredura da Figura 3.4.

Os valores dos parâmetros de projeto da unidade de floculação são estabelecidos em função da tecnologia de tratamento utilizada. No caso de se ter a floculação seguida de decantação ou flotação, avalia-se a sedimentabilidade ou flotabilidade dos flocos formados, enquanto na tecnologia da filtração direta com pré-floculação, o importante é avaliar a filtrabilidade dos flocos.

3.2.3 Decantação

3.2.3.1 Princípios da decantação

A decantação é um fenômeno físico que, em decorrência da ação da gravidade, permite o movimento descendente das partículas suspensas em meio líquido, propiciando a clarificação da água.

No princípio da sedimentação devem ser considerados dois tipos de partículas: partícula discreta e partícula floculenta. A primeira não sofre alteração de tamanho ou de forma durante a sedimentação, ao contrário das partículas floculentas, as quais são predominantes no tratamento de água quando se emprega coagulação química.

A velocidade de sedimentação depende das dimensões e forma das partículas e de sua massa específica. Em virtude da baixa velocidade de sedimentação das partículas, as unidades de decantação, quando não se tem pré-tratamento por meio de coagulação e floculação, requerem maiores espaços físicos, nem sempre disponíveis no local de implantação da ETA, o que inviabiliza o seu emprego. As etapas de coagulação e floculação possibilitam a obtenção de partículas com maior velocidade de sedimentação, viabilizando a construção de unidades de decantação mais compactas.

Em 1904 Hazen propôs uma modelação matemática para o projeto de decantadores a partir de algumas hipóteses. O decantador foi considerado como um tanque de sedimentação “ideal”, onde a sedimentação ocorreria sem interferências externas ao fenômeno e considerou-se o escoamento contínuo e a existência de partículas discretas.

A teoria de Hazen mostrou que a eficiência de remoção de partículas discretas é função da área superficial do tanque e independente da profundidade e do tempo de detenção do mesmo. Contudo, nas ETAs a sedimentação “ideal” não ocorre, pois há influência de diversos fatores, como a ação do vento e ressuspensão do lodo.

Em ETAs de ciclo completo a sedimentação floculenta ocorre, uma vez que as unidades de floculação e decantação permitem o contato entre os flocos, resultando na formação de outro com maior velocidade de sedimentação que os originais, devido ao aumento no diâmetro nominal do floco que se forma (Figura 3.5).

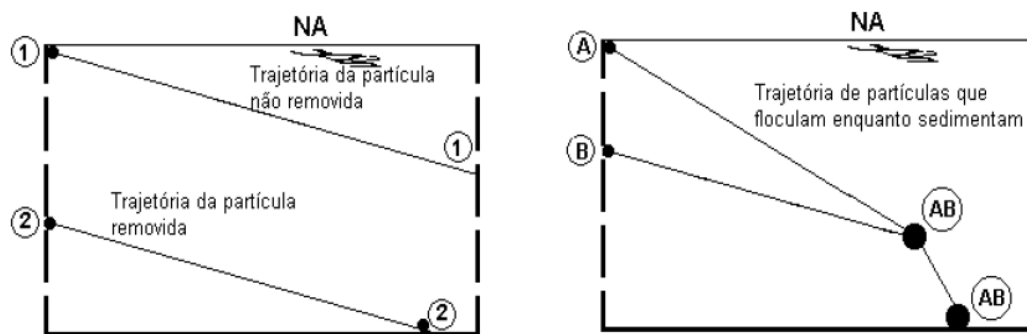


Figura 3.5 – Trajetória de partícula discreta e de partícula floculenta em unidade de decantação com escoamento horizontal. Fonte: Di Bernardo *et al.*, 2005.

Na prática, o fenômeno da floculação no interior dos decantadores é muito mais complexo, uma vez que partículas apresentam diferentes formas e densidades, sendo a floculação influenciada por fatores como a concentração de partículas, movimento da água no decantador e ruptura dos flocos formados.

3.2.3.2 Tipos de decantadores

3.2.3.2.1 *Decantador convencional de escoamento horizontal*

Decantadores convencionais de escoamento horizontal são grandes tanques, cujo projeto depende de vários parâmetros que podem ser estimados em laboratório e também nas

observações feitas nas estações de tratamento. Essas unidades apresentam canal de distribuição de água floculada, comportas de entrada a cada unidade, cortina de distribuição de água, calhas de coleta de água decantada, canal geral de água decantada e canaleta de extração do lodo (Figura 3.6).

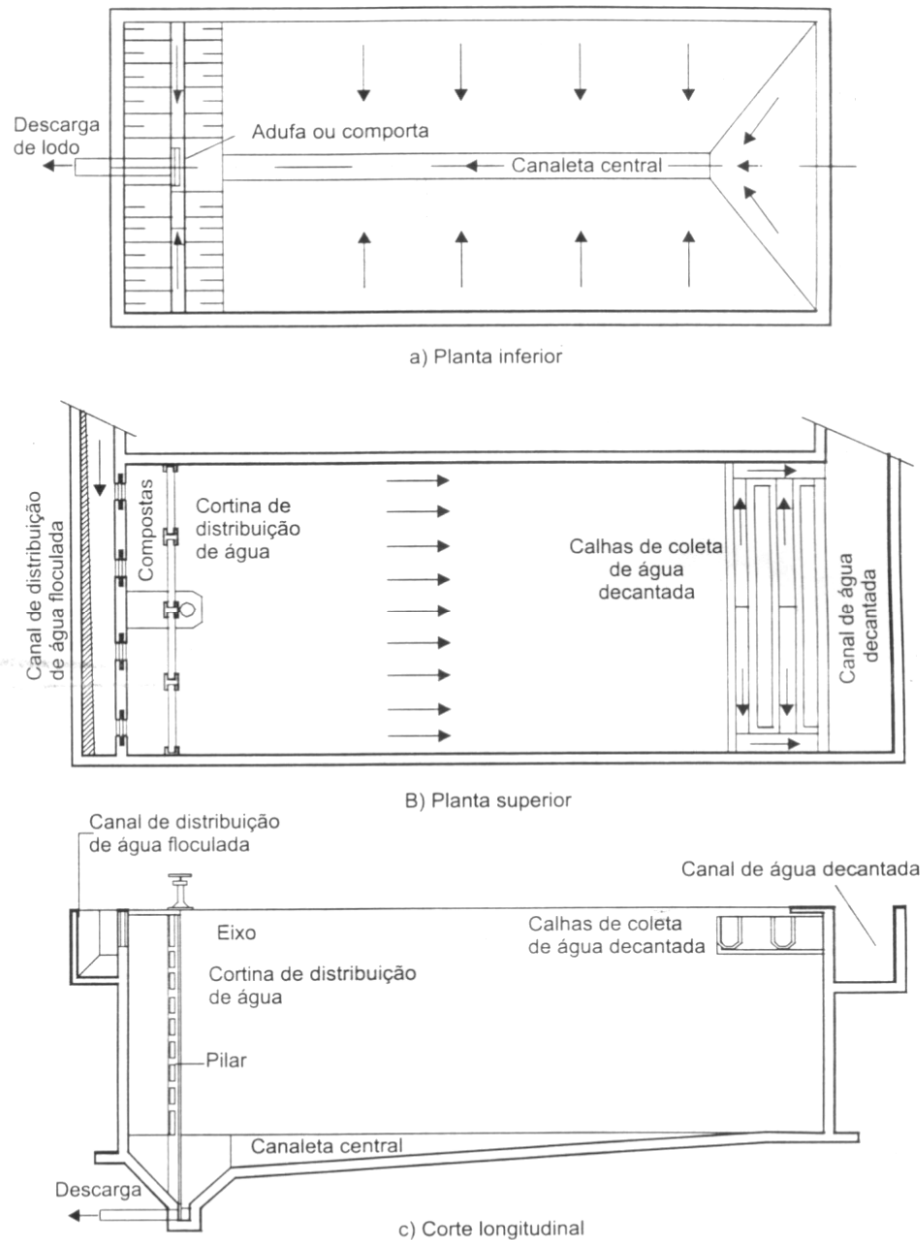


Figura 3.6 – Decantador convencional de escoamento horizontal. Fonte: Di Bernardo *et al.* (2005)

O período de detenção nos decantadores está relacionado com a taxa de aplicação superficial e às condições de projeto e operação da estação e geralmente está compreendido entre 1,5 a

4,5 horas. Di Bernardo *et al.* (2005) relatam que a TAS teoricamente indica que a água decanta com a mesma velocidade com que a partícula crítica sedimenta e normalmente varia de 15 a 60 m³/m².dia.

3.2.3.2.2 Decantador convencional de escoamento vertical

Esse tipo de decantador é geralmente industrializado, provido de equipamento para a extração do lodo. Quando a entrada da água floculada é feita na zona de lodo, essas unidades são denominadas de “decantadores de manto de lodo”.

Os decantadores convencionais de escoamento vertical poderão ser de dois tipos: com unidades de floculação e sedimentação independentes e com unidades conjuntas de floculação e sedimentação.

No decantador convencional de escoamento vertical com unidades de floculação e sedimentação independentes (Figura 3.7), a taxa de aplicação superficial é maior que aquelas aplicadas em decantadores de escoamento horizontal, estando geralmente compreendida entre 50 a 100 m³/m².dia. Entretanto, de acordo com Di Bernardo *et al.* (2005) a maior dificuldade encontrada para operar essa unidade está relacionada com a formação e manutenção do manto de lodo, sendo necessário que a água bruta apresente turbidez elevada, superior a 50 uT.

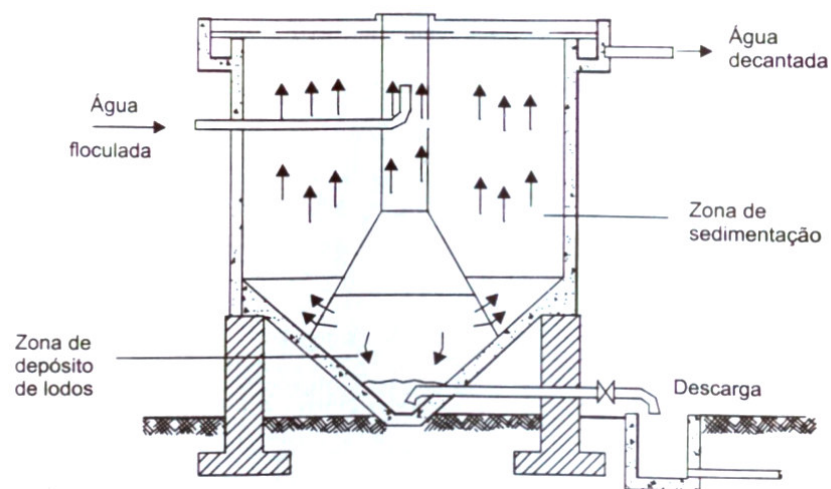


Figura 3.7 – Decantador convencional de escoamento vertical com unidades de floculação e sedimentação independentes. Fonte: Di Bernardo *et al.* (2005).

Para os decantadores de escoamento vertical com unidades conjuntas de floculação e sedimentação é necessário manter um manto de lodo. De acordo com Di Bernardo *et al.* (2005), a TAS adotada nesta unidade também deverá estar compreendida entre 50 a 100 $m^3/m^2 \cdot dia$ e o emprego deste tipo de unidade é recomendado somente quando o escoamento é contínuo e não ocorrem variações significativas na vazão e na qualidade da água bruta.

3.2.3.2.3 Decantador de alta taxa

De acordo com Lechevallier *et al.* (2004) os decantadores de alta taxa foram usados pela primeira vez em 1930 e sua aplicação em ETAs aumentou durante as décadas 1970 e 1980. Neste período, estudos de alguns pesquisadores indicavam a possibilidade da redução do tempo de detenção, uma vez que Hazen concluiu que a eficiência da sedimentação era dependente da profundidade e da taxa de aplicação superficial e independente do tempo de detenção.

Na concepção dos decantadores de alta taxa, primeiramente, foram introduzidas lajes intermediárias nos decantadores convencionais, paralelas ao escoamento e ao fundo, possibilitando a criação de decantadores de fundos múltiplos (**Figura 3.8**), visando o aumento da TAS. Por exemplo, teoricamente, admitiu-se que um decantador de escoamento horizontal com duas lajes intermediárias triplicaria a sua capacidade, pois teria sua área em planta triplicada.

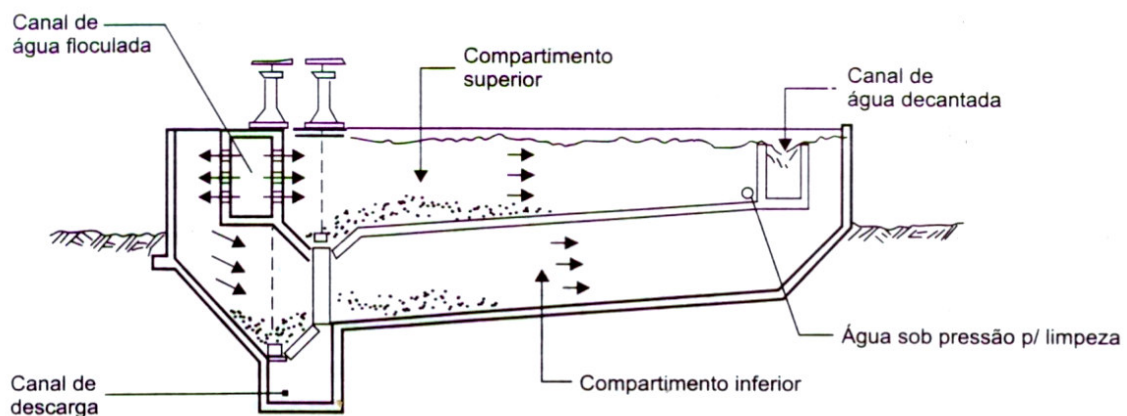


Figura 3.8 – Esquema de decantador de escoamento horizontal com fundos múltiplos. Fonte: Di Bernardo *et al.* (2005)

O sucesso de algumas tentativas foi limitado por dois grandes problemas: a remoção do lodo, pois o dispositivo era mecanizado e de difícil manutenção e operação; e a altura entre as lajes intermediárias, que era reduzida dificultando a limpeza das mesmas.

Nos estudos de Culp *et al.* (1968) foram apresentadas duas configurações básicas para o decantador de alta taxa: um com tubos horizontais e outro com tubos inclinados. Avaliou-se também alguns aspectos relacionados às dimensões, ângulo de inclinação com o plano horizontal, tempo de detenção e TAS (**Figura 3.9**). Foi relatado que mais de 20 ETAs que empregavam decantadores com tubos horizontais apresentaram tempo de detenção inferior a 10 min. Os resultados encontrados indicaram que estações de tratamento que adotavam floculadores, sedimentação em tubos e filtração, produziam água potável com turbidez aproximadamente igual a 0,1 uT no tratamento de água bruta com turbidez de 1000 uT com um tempo de detenção igual a 16 min. Os autores concluíram que com um ângulo de inclinação igual a 5° com a horizontal, a limpeza dos tubos ocorria em virtude da lavagem dos filtros (Figura 3.9a)

Estudo anterior realizado Hasen *et al.* (1967) indicou que os ângulos de 55° a 60° possibilitava a limpeza contínua dos flocos depositados pelo escoamento dos mesmos no sentido oposto ao do escoamento da água floculada (Figura 3.9b). Os autores concluíram que tubos com diâmetros entre 25 mm a 100 mm e comprimento entre 0,60 m a 1,20 m possibilitavam melhoria na sedimentação com tempo de detenção inferior a 6 min.

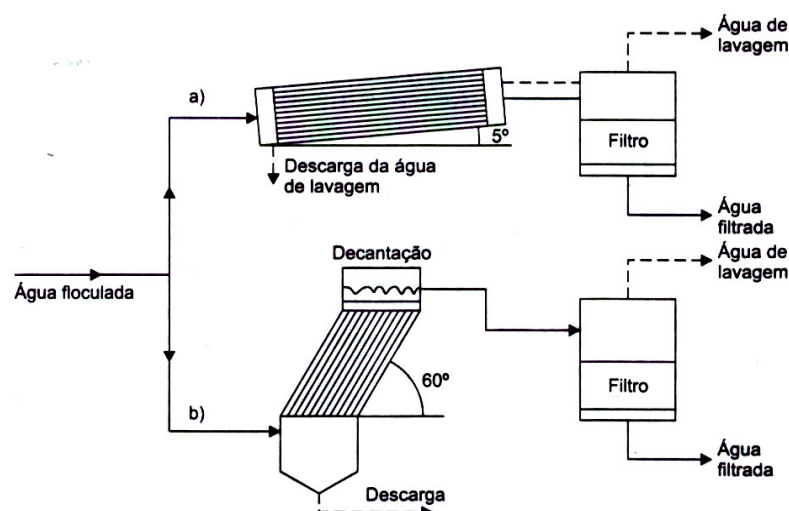


Figura 3.9 – Configurações dos módulos tubulares em estações compactas propostas por Culp *et al.* (1968)

Para os decantadores de alta taxa é fundamental conhecer a eficiência de remoção dos flocos em função da velocidade de sedimentação para as diferentes águas afluentes as ETAs. Cunha (1990) *apud* Di Bernardo *et al.* (2005) realizou experimentos que forneceram informações sobre velocidades médias de escoamento, indicando uma faixa entre 10 cm/min a 30 cm/min desde que o comprimento relativo do duto fosse no mínimo igual a 20 cm.

Com relação aos parâmetros de projeto, enquanto nos decantadores convencionais que utilizam uma TAS de no máximo 60 m³/m².dia, nos decantadores de alta taxa podem ser utilizados valores de TAS inferiores a 150 m³/m².dia.

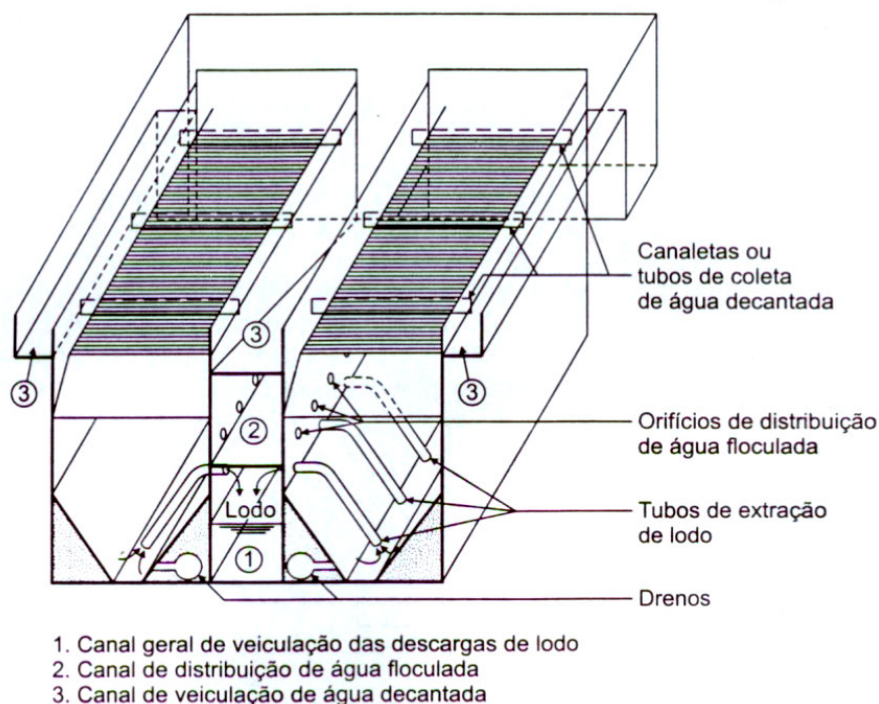


Figura 3.10 – Decantador de alta taxa. Fonte: Di Bernardo *et al.* (2005)

3.3 Remoção de protozoários

A pesquisa da ocorrência dos protozoários nas águas de consumo não tem sido prática sistemática no Brasil. Muito menos tem sido avaliada a eficiência das diversas tecnologias de tratamento na sua remoção, impedindo que se vislumbrem os riscos à saúde pública (LADEIA, 2004). Como relatado anteriormente, este estudo tem como objetivo apresentar informações referentes ao protozoário *Cryptosporidium*.

Para facilitar o entendimento da pesquisa, foi necessário caracterizar o *Cryptosporidium* e seus indicadores, bem como apresentar a importância de se avaliar a eficiência de remoção desse microrganismo nas etapas de tratamento da água.

3.3.1 Caracterização do protozoário *Cryptosporidium*

Em muitos estudos o *Cryptosporidium* é considerado como “patógeno emergente”. Segundo definição da Organização Mundial da Saúde – OMS (2006) os microrganismos patogênicos emergentes são aqueles que acometem uma população humana pela primeira vez, ou ocorreram previamente, mas estão aumentando em incidência ou expandindo em áreas onde eles não foram registrados, usualmente em um período maior que duas décadas.

O *Cryptosporidium* é um enteropatógeno transmitido pela água que causa infecções mesmo em número reduzido. Apresenta alta persistência ambiental e elevada resistência aos processos de desinfecção. É um protozoário comumente encontrado em locais que têm como principais fontes de contaminação os esgotos sanitários e as atividades agropecuárias.

Os oocistos de *Cryptosporidium* são considerados pequenos, se comparados a outros protozoários parasitas, apresentando dimensões de 4 a 6 μm . Devido ao seu tamanho pequeno, são removidos mais eficientemente durante a passagem no solo, em filtração em margem, na filtração rápida ou em filtração lenta dos sistemas de tratamento de água. Entretanto, comparado às bactérias ($\sim 1 \mu\text{m}$) e aos vírus (20 a 60 nm), os oocistos de *Cryptosporidium* podem ser considerados grandes (WHO, 2006).

Quanto às espécies e genótipos existentes, Tzipori *et al.* (1980) *apud* Stamford *et al.* (2003), comentam sobre uma peculiaridade que distingue o *Cryptosporidium* da grande maioria dos outros coccídios, a não especificidade de hospedeiros. Pesquisas apontam a existência das algumas espécies: *Cryptosporidium parvum*, responsável por doenças clínicas em humanos e em outros mamíferos; *Cryptosporidium muris*, encontrado em roedores e em outros mamíferos; *Cryptosporidium meleagridis* e *Cryptosporidium baileyi*, que infectam aves; *Cryptosporidium nasonum*, encontrado em peixes; *Cryptosporidium serpentis*, em répteis; *Cryptosporidium wrairi*, de cobaias e o *Cryptosporidium felis* de gatos (XIAO *et al.* 1999).

3.3.2 Efeitos do *Cryptosporidium* na saúde

Dentre as diversas formas de transmissão dos oocistos de *Cryptosporidium*, destaca-se a veiculação por água e alimentos, sendo o mecanismo de transmissão influenciado pelo nível de contaminação ambiental e sobrevivência dos oocistos às condições do meio.

A ocorrência desses microrganismos nas águas destinadas ao consumo humano tornou-se uma das principais preocupações quanto à contaminação microbiológica, principalmente para grupos mais vulneráveis, tais como pacientes imunodeprimidos – principalmente recém-transplantados e portadores da Síndrome da Imunodeficiência Adquirida (AIDS).

A criptosporidiose pode ser particularmente severa e apresentar sintomas como diarréias, dor abdominal, náusea, anorexia, febre e dor de cabeça. Os pacientes imunodeprimidos infectados pelo vírus da AIDS, o grau de imunodeficiência correlaciona-se com a severidade da infecção, podendo ocorrer diarréia crônica, emagrecimento acentuado e mortalidade elevada. No entanto, o estado imunológico não está relacionado à presença da doença, uma vez que a infecção pode ocorrer em indivíduos saudáveis, portadores assintomáticos, tornando preocupante a ocorrência para a saúde pública.

A presença de *Cryptosporidium* em águas tratadas tem sido atribuída às insuficiências ou falhas no tratamento de água e na rede de distribuição. Suas ocorrências tem sido verificadas, inclusive, em sistemas considerados seguros e em conformidade com os padrões microbiológicos (WHO, 2006). Stamford *et al.* (2003) relatam que é de extrema relevância a obtenção de dados de ocorrência e distribuição do parasito por região, para o planejamento e estabelecimento de medidas de controle e vigilância da água para consumo.

3.3.3 Ocorrência de *Cryptosporidium* em águas destinadas ao consumo humano

O *Cryptosporidium* passa a ser reconhecido como uma ameaça à saúde humana em 1976, na África. A partir da década de 1980 as ocorrências de criptosporidiose associados a pessoas imunodeprimidas aumentaram, principalmente em pessoas com AIDS (LADEIA, 2004).

O primeiro surto humano de criptosporidiose relatado foi devido às fontes de água contaminadas no Texas em 1984 (D' ANTONIO *et al.*, 1985 *apud* LADEIA, 2004). Esse surto vitimou 79 pessoas, sendo diagnosticado por um estudo epidemiológico, sem a

confirmação da presença do parasito na água de poço artesiano suspeita de estar contaminada com esgoto.

Um segundo surto, em Carrollton, Geórgia (EUA), ocorreu em janeiro 1987. Lisle *et al.* (1995) relataram que 13.000 pessoas foram afetadas. O sistema de tratamento de água de Carrollton era convencional, incluindo a coagulação, floculação, sedimentação, filtração rápida em areia e desinfecção. As investigações subseqüentes não revelaram violação dos níveis do coliforme ou turbidez, porém verificou-se que, mesmo assim, o *Cryptosporidium* poderia ser transmitido por sistemas de abastecimento de água.

Em 1988, em Ayrshire, no Reino Unido, um acidente envolvendo a contaminação no reservatório de água de abastecimento, por dejetos bovinos utilizados como fertilizantes, provocou um surto de grande importância devido ao elevado número de internações registrado (STAMFORD *et al.*, 2003).

Um surto em 1991 ocorreu na área de Swindon/Oxfordshire, no Reino Unido, onde a ETA apresentava tratamento convencional (RICHARDSON *et al.*, 1991). Neste caso, a recirculação da água de lavagem do filtro causou interferências no sistema de tratamento, permitindo a passagem de oocistos de *Cryptosporidium* nos filtros.

Em 1993, o *Cryptosporidium* foi responsável pelo maior surto de criptosporidiose registrado nos EUA, em Milwaukee, com aproximadamente 400.000 casos, 4.400 hospitalizações e mais de 100 óbitos (CRAUN *et al.*, 1998), sendo uma das causas os esgotos lançados no manancial e o escoamento superficial de águas contaminadas pelas fezes de gados que pastavam próximos a ETA.

No Japão, em Saitama, em 1996, 8.705 indivíduos foram acometidos, sendo que o *Cryptosporidium* foi detectado na água tratada e não-tratada. Na mesma época, em Oregon (EUA), 15.000 casos de criptosporidiose foram registrados e o parasito foi detectado na água tratada (STAMFORD *et al.*, 2003).

Em 1996, o surto de criptosporidiose em Ogose (Japão) indicou a necessidade de avaliar as concentrações de *Cryptosporidium* na água tratada, e conseqüentemente, sua remoção ou

inativação no tratamento de água para consumo humano (CORONA-VASQUEZ *et al.*, 2002).

Cox *et al.* (2003) relataram que, de julho a setembro de 1998, altas concentrações de *Cryptosporidium* e *Giardia* foram detectadas nos sistemas de abastecimento de água de Sidney (Austrália). Os incidentes resultaram em um grande número de pesquisas sobre a origem dos eventos da contaminação. A alta concentração de *Cryptosporidium* no manancial (Lago Burrangorang) foi proveniente do escoamento superficial de água. A estratificação térmica da água causou um fluxo interno no reservatório, do qual foi conduzido, em diversos dias consecutivos, um elevado número de *Cryptosporidium* para a estação de tratamento. Os autores enfatizaram a importância do controle e da vigilância de todas as barreiras de entrada de contaminantes no sistema de abastecimento de água e relataram que a crise ocorrida em Sidney mostrou a necessidade de melhorar a efetividade das barreiras e das etapas de tratamento.

No Brasil, Langoni *et al.* (2007) realizaram estudos com o objetivo avaliar a ocorrência de *Cryptosporidium* nas fezes de pacientes com AIDS em uma região de São Paulo. Duzentas e dez amostras fecais dos 105 pacientes foram analisadas e observou-se a presença do protozoário em 10,5% das amostras.

Os surtos de criptosporidiose têm sido causados, principalmente, pela contaminação de mananciais e de poços por esgotos, por práticas de tratamento inadequadas ou por deficiências no tratamento da água. Estes e muitos outros surtos demonstraram que os sistemas de tratamento convencionais podem ser vulneráveis quando, a coagulação, floculação, decantação e a filtração, não são operados corretamente.

Diversos autores avaliaram as causas dos surtos de criptosporidiose através da água de consumo e fizeram recomendações para a otimização do tratamento da água. Em um número significativo destes surtos, a água de consumo cumpria os guias propostos pela OMS, tanto para os níveis de *Escherichia coli* quanto para turbidez (CRAUN *et al.*, 1998).

3.3.4 Possíveis indicadores físicos e biológicos de oocistos de *Cryptosporidium*

A detecção de *Cryptosporidium* em amostras de água é cara, lenta e muitas vezes pouco viável (AMBURGEY *et al.*, 2005). Em virtude disso, vários tipos de indicadores para os oocistos de *Cryptosporidium* são avaliados, incluindo indicadores para ocorrência e remoção.

Nieminski *et al.* (2000) afirmam que na escolha de indicadores devem ser considerados a rapidez, a simplicidade e o custo das análises. Dessa forma, a seleção de indicadores deveria ser uma ferramenta para complementar as informações da qualidade da água bruta e tratada, possibilitando monitorar as etapas de tratamento, fornecendo uma base sólida para reduzir a probabilidade de ocorrências de patógenos.

Alguns parâmetros investigados como potenciais indicadores de remoção incluem a turbidez, contagem de partículas, contagem de bactérias heterotróficas, esporos aeróbios (tipicamente *Bacillus subtilis*) e microesferas de poliestireno. Muitos destes parâmetros, como a turbidez e a contagem de partículas, são indicadores com que se pode contar em uma estação de tratamento (EMELKO *et al.*, 2003). Alguns pesquisadores relatam que esses indicadores podem auxiliar quantitativamente na análise de remoção de oocistos nos processos de tratamento de água.

3.3.4.1 Indicadores físicos

A turbidez da água bruta é um dos principais parâmetros para seleção de tecnologias de tratamento e controle operacional nas ETAs. Em geral, a turbidez da água bruta de mananciais superficiais não represados apresenta variações sazonais significativas entre períodos de chuva e estiagem, o que exige atenção especial na operação da ETA. Valores de turbidez em torno de 1,0 uT ou menos, geralmente, são imperceptíveis visualmente e a água é usualmente aceita pelos consumidores. Entretanto, por causa da possível presença de microrganismos é recomendado que a turbidez da água tratada seja tão baixa quanto possível. No Brasil, obrigatoriamente, a turbidez deve ser inferior a 1,0 uT na saída das ETAs.

É interessante ressaltar que os organismos patogênicos costumam estar associados às partículas responsáveis pela turbidez, que parecem utilizá-las como substrato e forma de proteção. Assim, ao remover a turbidez da água, são também removidos os patogênicos a ela associados.

Pesquisa realizada por Dugan *et al.* (2001), em instalação-piloto de tratamento convencional, avaliou as remoções de partículas, de bactérias esporogênicas e turbidez, indicadores da remoção de *Cryptosporidium*, sob condições otimizadas de coagulação. O controle dos microrganismos e de indicadores físicos na sedimentação, durante as carreiras de tratamento que empregaram coagulantes em dosagens otimizadas e em excesso, indicou menor remoção no tratamento da água bruta com baixa turbidez e maior remoção para água bruta com alta turbidez. A otimização das etapas de coagulação e floculação possibilitou a formação de flocos maiores na água mais turva, maior sedimentação dos microrganismos e melhor remoção de turbidez.

Aboytes *et al.* (2004) monitoraram 82 amostras de águas superficiais captadas em sistemas de abastecimento e observaram que mais de 70% das amostras que apresentaram oocistos de *Cryptosporidium* ocorreram em águas com valores de turbidez inferior a 0,1 uT e 20% das amostras apresentaram turbidez inferior a 0,05 uT. Embora a obtenção de efluentes com baixa turbidez tenha ajudado a reduzir a passagem de oocistos nas etapas de tratamento, os autores concluíram que aproximadamente todas as estações com tratamento convencional possibilitaram a passagem de oocistos de *Cryptosporidium* infecciosos sugerindo assim, a necessidade de barreiras adicionais, como desinfecção ultravioleta para inativar os mesmos.

Xagorarakis *et al.* (2004) avaliaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e alguns indicadores biológicos e físico (turbidez) em instalação-piloto de tratamento convencional. Com relação à remoção de turbidez, os resultados mostraram que a remoção dos oocistos foi melhor em águas filtradas que apresentaram turbidez inferior a 0,2 uT (1,8 a 2,3 logs de remoção) e pior quando a turbidez do efluente filtrado era maior que 0,7 uT (0,5 log de remoção). De acordo com os autores, a USEPA recomenda que o padrão de turbidez de efluentes filtrados seja modificado de 0,5 uT para 0,3 uT. Entretanto, os resultados encontrados nesta pesquisa mostraram que, para melhorar significativamente a eficiência de remoção de patógenos no tratamento convencional, o padrão de turbidez recomendado deveria ser inferior a 0,2 uT.

Outro indicador físico que tem sido empregado são as microesferas de poliestireno que apresentam $4,675 \pm 0,208 \mu\text{m}$ de diâmetro e densidade de 1,045 g/mL (características físicas parecidas com as dos oocistos de *Cryptosporidium*). De acordo Emelko *et al.* (2003), as

microesferas oferecem várias vantagens para serem utilizadas na avaliação dos processos de tratamento, como por exemplo, custarem substancialmente menos que os oocistos de *Cryptosporidium* e não necessitarem de anticorpos, o que facilita sua visualização e quantificação em microscopia.

Estudos realizados por Emelko *et al.* (2003) foram desenvolvidos para determinar remoções de microesferas e oocistos de *Cryptosporidium parvum* em instalação-piloto. A água afluenta ao filtro apresentava concentrações de $4,6 \times 10^5$ oocistos/L e $6,5 \times 10^5$ microesferas/L, em média, sendo que a turbidez das águas bruta e filtrada foram monitoradas. Neste estudo, durante a fase intermediária do filtro, a remoção de *C. parvum* (32 amostras) e de microesferas (4 amostras) foram analisadas. Os resultados obtidos para a remoção de *C. parvum* no filtro, em condições de coagulação otimizada, foi de 4,7 a 5,8 logs (média igual a 5,5 logs) e para microesferas foi de 4,7 a 5,1 logs (média igual a 4,9 logs). A turbidez do efluente filtrado foi de aproximadamente 0,04 uT. Nos ensaios para avaliar a qualidade da água ao final da carreira de filtração, foram coletadas 4 amostras, cuja a turbidez encontrada foi de 0,04 uT a 0,13 uT. A remoção de *C. parvum* e de microesferas foi igual, apresentando valores entre 1,8 a 3,3 logs (média de 2,4 logs). Para as amostras coletadas no início da transpasse (12 amostras) a turbidez do efluente filtrado foi de 0,04 a 0,08 uT e a remoção de *C. parvum* e de microesferas foi de 1,7 a 2,8 logs.

Os autores observaram que a turbidez pode ser um indicador para avaliar a eficiência de tratamento e que os oocistos de *C. parvum* e microesferas foram encontrados em todas as amostras de água filtrada. Concluíram também que as microesferas parecem ser removidas em níveis semelhantes aos dos oocistos e sugeriram que podem ser utilizadas como indicadores para investigar a remoção de *C. parvum* em processos de tratamento de água.

3.3.4.2 Indicadores biológicos

Para avaliar a eficiência dos processos de tratamento na remoção de determinados microrganismos é primordial o monitoramento dos mesmos. De acordo com Brown *et al.* (2007) o monitoramento de oocistos de *Cryptosporidium* apresenta limitações, não podendo ser utilizados como ferramenta para avaliar o desempenho do tratamento. Esses microrganismos nem sempre estão presentes em amostras de água bruta e quando são encontrados, apresentam-se, tipicamente, em baixas concentrações.

Indicadores como, esporos aeróbicos, coliformes totais, coliformes fecais, *E. coli* e *Micrococcus* podem ser utilizados para monitorar e avaliar a eficiência de todos os processos de tratamento e fornecer base sólida para reduzir a probabilidade de surtos de criptosporidiose, por exemplo.

Os indicadores citados são comumente encontrados em altas concentrações nos ambientes naturais. RICE *et al.* (1996) relataram que os esporos de bactérias aeróbicas são encontrados em fontes naturais de água e são, quase exclusivamente, compostos pelo gênero *Bacillus*, não apresentando nenhum risco para os seres humanos, exceto *B. anthracis* e *B. cereus*.

Estudos anteriores realizados por RICE *et al.* (1994) relataram que bactérias que formam esporos são capazes de permanecer no ambiente por mais tempo que a bactéria no estado vegetativo. Bactérias formadoras de esporos aeróbicos não representam ameaça à saúde pública e ocorrem naturalmente em muitos mananciais superficiais. Estes organismos formadores de endósporos medem em média aproximadamente 1,5 μm e são ambientalmente resistentes. Nesta pesquisa, os autores indicaram que os esporos aeróbicos e o *Cryptosporidium* mostraram-se mais resistentes à cloração que as bactérias do grupo coliformes e as heterotróficas. Concluíram que os esporos podem ser utilizados como potenciais indicadores na remoção de protozoários.

Nieminski *et al.* (2000) desenvolveram uma matriz para relacionar a qualidade da água com os indicadores dos patógenos *Giardia*, *Cryptosporidium* e enterovírus em 24 fontes de água de abastecimento. Autores relatam que as bactérias esporogênicas aeróbicas foram encontradas em quase todas as amostras de água bruta e água tratada. Em todos os períodos de amostragem esses microrganismos apresentaram-se em altas concentrações na água bruta. Os autores concluíram que a bactéria esporogênica aeróbia pode ser utilizada para avaliar ou melhorar o desempenho de uma ETA, podendo manter seu tamanho, forma e permanecer intacta durante o processo de tratamento. Os autores relataram que nenhum indicador pôde prever a ocorrência de protozoários patogênicos, uma vez que foi observada pouca presença dos mesmos. Quanto aos parâmetros adotados como indicadores dos patógenos, por exemplo, as bactérias esporogênicas aeróbicas e a contagem de partículas, podem ser usadas na avaliação da melhoria do desempenho da estação de tratamento.

Como recomendação, os autores afirmaram que as companhias de abastecimento deveriam selecionar não um, mas um número de indicadores dos patógenos para analisar a qualidade da água bruta e o desempenho das ETAs.

3.3.5 Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em unidades de tratamento de água

O tempo de detenção da água, em algumas ETAs, é relativamente pequeno e podem ser rápidas as mudanças da qualidade da água afluenta. Sendo assim, observa-se que a otimização da dose de coagulante é dificilmente alcançada e que pode ocorrer aumento da passagem de partículas nos filtros se a coagulação não for feita de modo adequado. A baixa eficiência do processo de coagulação, devido as mudanças das condições da água bruta, implicaram no surto de criptosporidiose de Milwaukee (FOX *et al.*, 1998).

Estudos realizados por Yates *et al.* (1997), *apud* Lechevallier *et al.* (2004), avaliaram a eficiência do processo de coagulação para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em instalação-piloto. Foi observada remoção de aproximadamente 0,3 log quando nenhum produto químico foi adicionado à água. Nos experimentos com coagulação, verificou-se que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* após filtração da água na instalação-piloto apresentou valores maiores que 3 logs.

A otimização da eficiência do processo de coagulação para remover oocistos de *Cryptosporidium* é fundamental. Outro exemplo de avaliação da otimização desse processo foram os experimentos realizados por Dugan *et al.* (2001). Foram realizados ensaios variando a dose do coagulante sulfato de alumínio. Quando aplicada baixa dose de coagulante, a remoção média de *Cryptosporidium* na decantação foi de 0,2 log e em dose otimizada de coagulante, a remoção média foi de 1,3 logs.

Como relatado anteriormente, os tipos de coagulantes podem interferir na eficiência do processo de coagulação. Okuda *et al.* (2006a) estudaram a eficiência de diferentes coagulantes na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Foram avaliados os coagulantes poli-silicato de ferro, hidroxiclreto de polialumínio e o cloreto férrico. Ao comparar os resultados desses coagulantes, os autores verificaram que antes da fase de sedimentação, o poli-silicato de ferro reduziu o número de pequenas partículas em até duas e três vezes mais que o hidroxiclreto de polialumínio e o cloreto férrico, respectivamente. Verificaram

também que o mecanismo predominante nas carreiras otimizadas para remoção de *Cryptosporidium* foi a neutralização de carga e que a maior redução das partículas pequenas foi causada pela sílica polimérica componente do poli-silicato de ferro.

Outro trabalho apresentado pelos mesmos autores (OKUDA *et al.*, 2006b) aborda o desempenho dos coagulantes na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, adotando o coagulante poli-silicato de ferro em substituição ao coagulante poli-cloreto de alumínio. O estudo foi executado em condições otimizadas e a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi avaliada em ensaios de bancada e em instalação-piloto. Como resultado, os autores obtiveram eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, em instalação-piloto, 42% mais alta quando aplicado o poli-silicato de ferro.

O desempenho da decantação dependente da taxa de aplicação superficial e constitui um importante elo do sistema de tratamento para remoção de partículas. Estudo realizado por Dai *et al.* (2006), avaliou a sedimentação de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em ambientes como, reservatórios, lagos e decantadores. O objetivo do estudo era avaliar se a sedimentação dos oocistos poderia ser estimada utilizando a Lei de Stokes:

$$v_s = (\rho_p - \rho_m)gd^2 / 18\mu \quad (\text{equação 3.1})$$

Sendo:

v_s = velocidade de sedimentação;

ρ_p = densidade da partícula;

ρ_m = densidade da água;

d = diâmetro da partícula;

μ = viscosidade da água;

g = aceleração da gravidade.

Os autores obtiveram em seus experimentos com oocistos de *C. parvum*, diâmetro de $6,6 \pm 1,1 \mu\text{m}$ e densidade média de 1009 kg/m^3 e observaram, experimentalmente, uma velocidade de sedimentação dos oocistos igual a $0,27 \mu\text{m/s}$ ($1,0 \text{ mm/h}$) e pela Lei de Stokes, $0,36 \mu\text{m/s}$ ($1,3 \text{ mm/h}$). Concluíram que a Lei de Stokes pode ser utilizada para estimar a velocidade de sedimentação dos oocistos em ambientes lênticos. Contudo, numa ETA, a formação de flocos na unidade de floculação e decantação, poderá possibilitar valores de velocidade de

sedimentação dos oocistos maiores que o valor encontrado pela Lei de Stokes, uma vez que ocorrerá a sedimentação das partículas flocculentas.

Baudin & Laîne (1998), *apud* Lechevallier *et al.*(2004), apresentaram resultados de 3 ETAs em escala real. Foi observado que no efluente do decantador a remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* foi de 2 a 2,8 logs e de turbidez igual a 1,0 a 2,7 logs.

Estudo de Haas *et al.* (2000), citado por Lechevallier *et al.* (2004), avaliou a coagulação, floculação e sedimentação na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Os autores chegaram a conclusão de que a remoção de oocistos através do tratamento convencional (sem análise da etapa de filtração), com utilização de sulfato de alumínio no processo de coagulação, apresentou valores de remoção de 1 a 2 logs.

Alguns trabalhos têm avaliado a utilização de flotação por ar dissolvido (FAD) para melhorar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. A FAD é mais aplicada em estações que possuem água bruta com baixa turbidez, baixa alcalinidade e alta cor ou com concentração elevada de algas, ou seja, onde o tratamento por sedimentação é dificultado porque os flocos produzidos apresentam baixa velocidade de sedimentação. Estudos realizados Plummer *et al.* (1995) demonstraram que a FAD possibilita a remoção de 2 a 2,6 logs de oocistos de *Cryptosporidium*.

Hsu *et al.* (2002) analisaram as concentrações de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* e determinaram taxas de remoção em vários processos de tratamento de água de uma instalação-piloto. Foram relacionadas as concentrações de oocistos com os parâmetros físicos de qualidade da água, como por exemplo, a turbidez e o tamanho das partículas. O primeiro processo (Processo 1) analisado simulou o tratamento convencional (coagulação, floculação, sedimentação, filtração e pós-cloração). O segundo processo (Processo 2) era composto pela pré-ozonização, coagulação, floculação, sedimentação, filtração, pós-ozonização, adsorção em carvão ativado granular (CAG) e pós-cloração. Parte do efluente dos filtros de camada dupla do primeiro processo e do segundo processo foram direcionados para um sistema de membrana que consistia em microfiltração e nanofiltração (Processo 3).

Para o tratamento convencional (Processo 1), oocistos de *Cryptosporidium* foram detectados em várias amostras de água. Os resultados experimentais indicaram que a coagulação, a floculação e a sedimentação possibilitaram reduzir as concentrações dos protozoários analisados quando comparados às amostras de água bruta. A pré-ozonização destruiu os parasitas e a pós-ozonização demonstrou ter eficiência de inativação de oocistos melhor que o cloro. O filtro de CAG foi importante, pois possibilitou a adsorção da matéria orgânica e serviu como um interceptor de oocistos. Com relação a microfiltração e nanofiltração, por apresentarem aberturas de filtração menores que os protozoários, permitiram a interceptação e remoção completa dos oocistos.

A revisão da literatura mostra que ainda há muito a ser estudado no tocante à remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em águas destinadas ao abastecimento humano. O desenvolvimento de novas pesquisas é fundamental para garantir a melhoria dos processos existentes e o desenvolvimento de novas técnicas destinadas ao tratamento da água.

Na próxima seção, serão relacionados os materiais e os métodos utilizados para a investigação experimental realizada no presente trabalho que tem como objetivo geral, comparar a eficiência da etapa de decantação na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e de indicadores físicos visando o tratamento de água para consumo humano.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Nesta seção, serão descritos, de forma objetiva, a metodologia utilizada para a realização dos ensaios de bancada e em instalação-piloto, bem como os materiais utilizados.

Primeiramente, será feita uma abordagem do planejamento utilizado na realização dos experimentos e das definições dos parâmetros gerais para o cumprimento dos objetivos propostos. Em seguida, serão apresentados o aparato experimental utilizado para a obtenção dos resultados, de maneira sucinta, mas completa. Para finalizar será descrita a metodologia empregada para a quantificação dos indicadores físicos e dos oocistos de *Cryptosporidium* e o tratamento estatístico adotado para avaliar os resultados obtidos na instalação-piloto.

4.1 *Planejamento adotado para a realização dos experimentos*

Para atingir os objetivos propostos, foram realizados ensaios em escala de bancada e em instalação-piloto. A investigação experimental incluiu as seguintes etapas:

- ✓ A primeira consistiu em ensaios realizados em jateste, para possibilitar a construção de diagramas de coagulação e otimização dos gradientes médios de velocidade de floculação;
- ✓ A segunda etapa foi realizada em instalação-piloto (descrita posteriormente) em condições otimizadas de coagulação e floculação. Foram executadas quatro operações de tratamento da água de estudo, sendo duas com aplicação do coagulante sulfato de alumínio, por ser o mais utilizado em estações de tratamento de água nacionais, e duas operações de tratamento com cloreto férrico, para possibilitar comparação experimental do desempenho dos dois coagulantes.

As amostras analisadas foram coletadas no decorrer das operações de tratamento da água. Para cada operação, variou-se o tipo de coagulante e a turbidez da água estudada, duas operações de tratamento com água de turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT e duas com turbidez igual a 100 ± 5 uT.

Ressalta-se que para o estudo do desempenho dos decantadores, as taxas de aplicação superficial foram mantidas constantes. Para o decantador convencional de escoamento

vertical, a TAS adotada foi de 20 m³/m².dia e para o decantador de alta taxa, a TAS adotada foi de 80 m³/m².dia.

Na Figura 4.1 está disposto o fluxograma de atividades necessárias à realização dos experimentos e na Figura 4.2, um fluxograma específico e mais detalhado dos experimentos realizados.

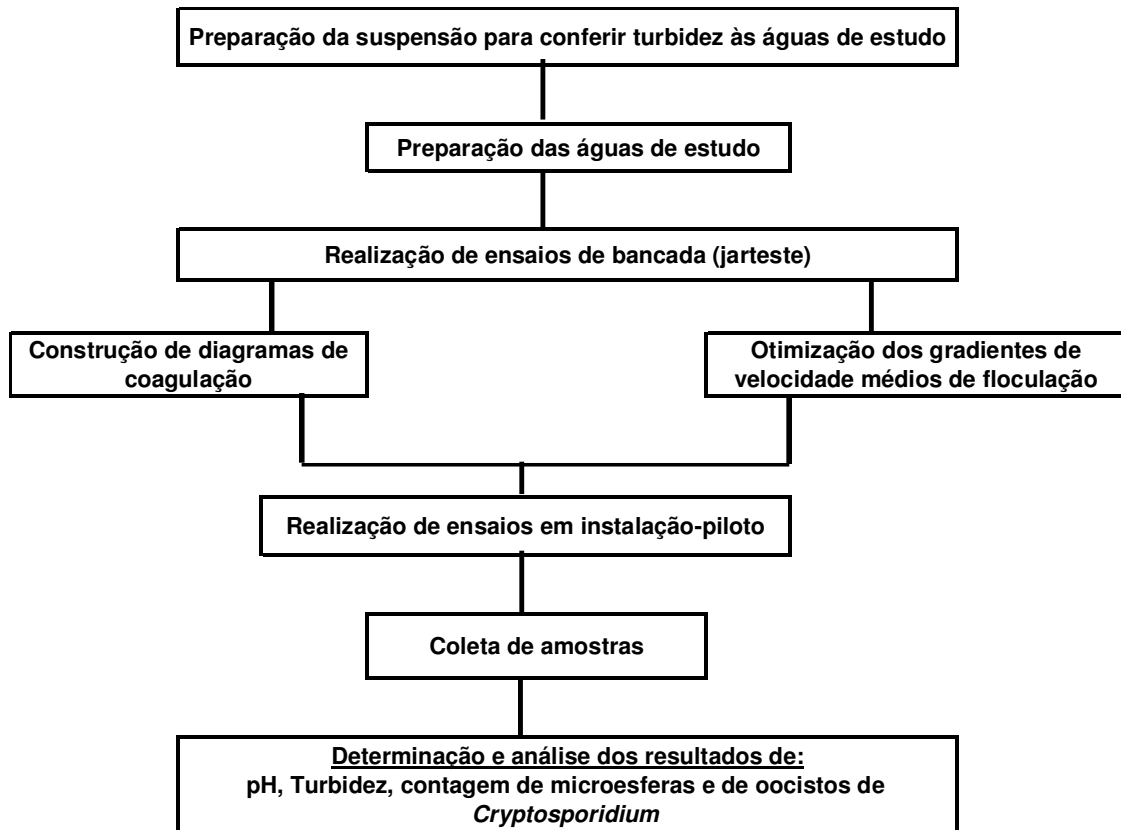


Figura 4.1 – Fluxograma de atividades realizadas nas investigações experimentais.

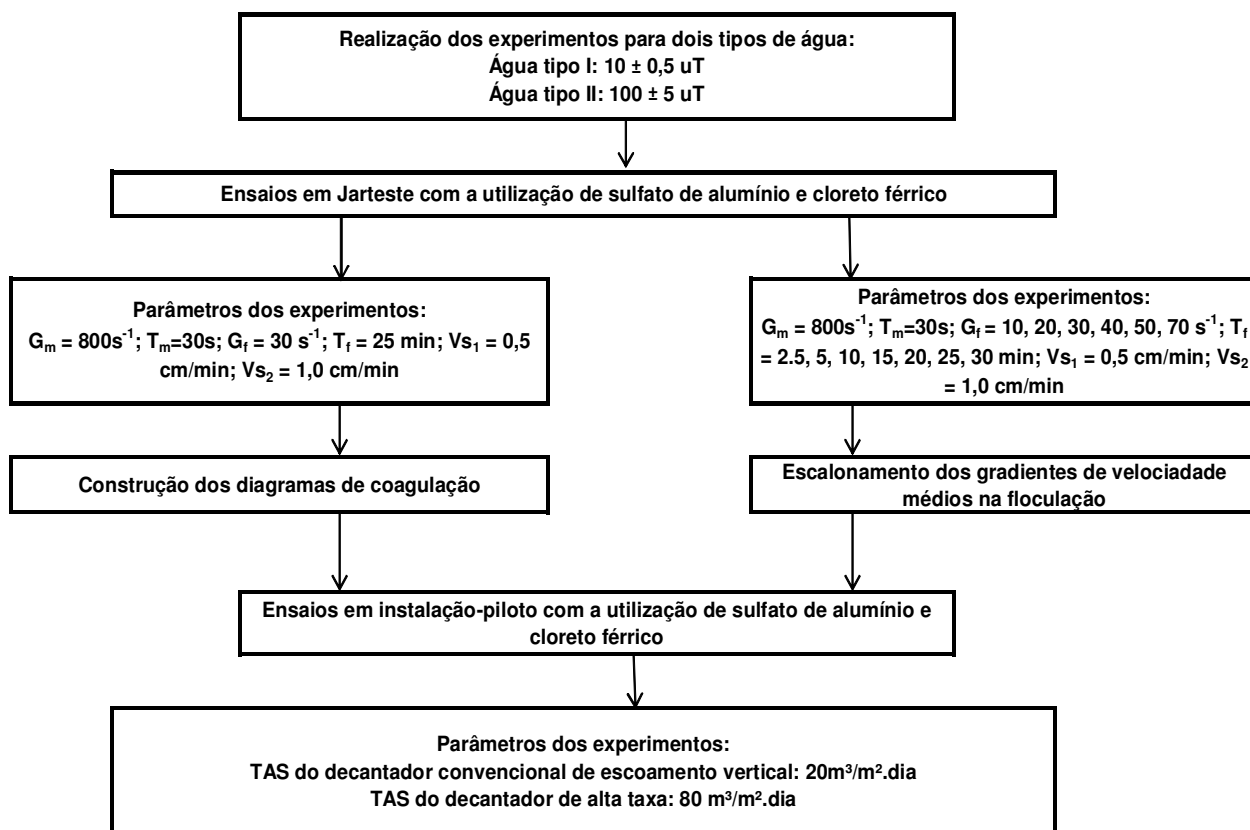


Figura 4.2 – Fluxograma detalhado de realização dos experimentos.

4.2 Descrição do Aparato experimental

Os equipamentos utilizados na realização dos ensaios e determinação dos resultados, que consiste no aparato experimental, estão instalados no Laboratório Central da COPASA (Belo Horizonte – MG). A primeira etapa do estudo foi realizada em escala de bancada, com o equipamento Jarreste Nova Ética modelo 218/LDB-6, possui seis jarros de seção transversal com $11,5 \times 11,5 \text{ cm}$ cada, dimensionadas para ensaios com volume útil de $2,0 \text{ L}$ de água bruta, coletor simultâneo de amostras situado a $7,0 \text{ cm}$ abaixo da altura útil do jarro. Na Figura 4.3 está o aparelho utilizado nos ensaios de bancada.



Figura 4.3 – Aparelho de Jarreste utilizado na realização dos experimentos.

A segunda etapa da pesquisa consistiu na realização de ensaios em instalação-piloto. As características das unidades componentes da instalação-piloto são apresentadas na Tabela 4.1 e podem ser visualizadas na Figura 4.4.

Tabela 4.1 – Características das unidades componentes da instalação-piloto.

Dados da ETA experimental			
Mistura rápida		Floculador	
Comprimento (m)	0,12	Número de câmaras	4
Largura (m)	0,12	Diâmetro (m)	0,50
Altura útil (m)	0,15	Altura útil (m)	0,60
Tempo de detenção (s)	11	Volume final (m ³)	0,12
Gradiente de velocidade (s ⁻¹)	700	Tempo de detenção (min)	42,4
Decantador convencional		Decantador de alta taxa	
Diâmetro (m)	0,65	Diâmetro (m)	0,25
Área (m ²)	0,32	Espaçamento (mm)	0,04
Altura útil (m)	3,0	Comprimento das placas (m)	0,80
		Ângulo de inclinação das placas	60°
		Altura útil (m)	3,0



Figura 4.4 – Fotografias da instalação-piloto utilizada na realização dos experimentos.

É importante salientar que nesta pesquisa os objetos de estudo foram os decantadores convencional de escoamento vertical e de alta taxa. Entretanto, as unidades adjacentes aos decantadores tiveram que operar em condições otimizadas de forma a possibilitar um melhor desempenho dos mesmos. Na Figura 4.5 está apresentada a disposição das unidades utilizadas neste estudo e em seqüência, o detalhamento dos decantadores (Figura 4.6).

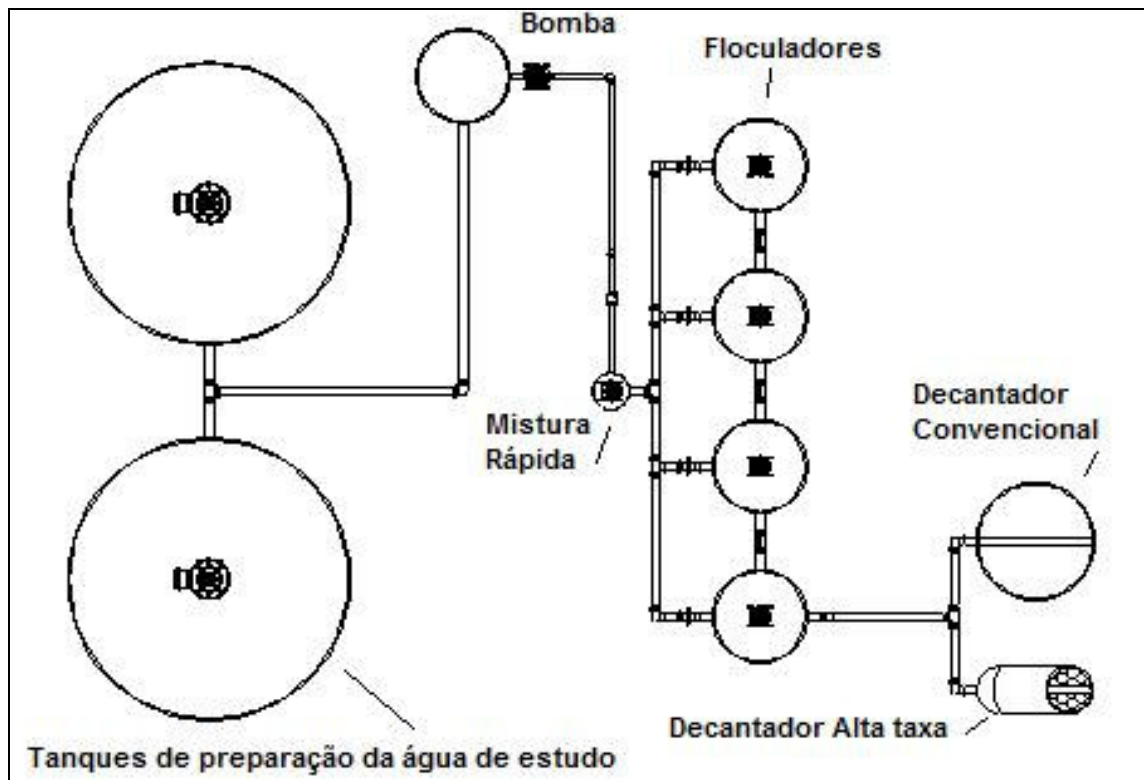


Figura 4.5 – Esquema da instalação piloto.

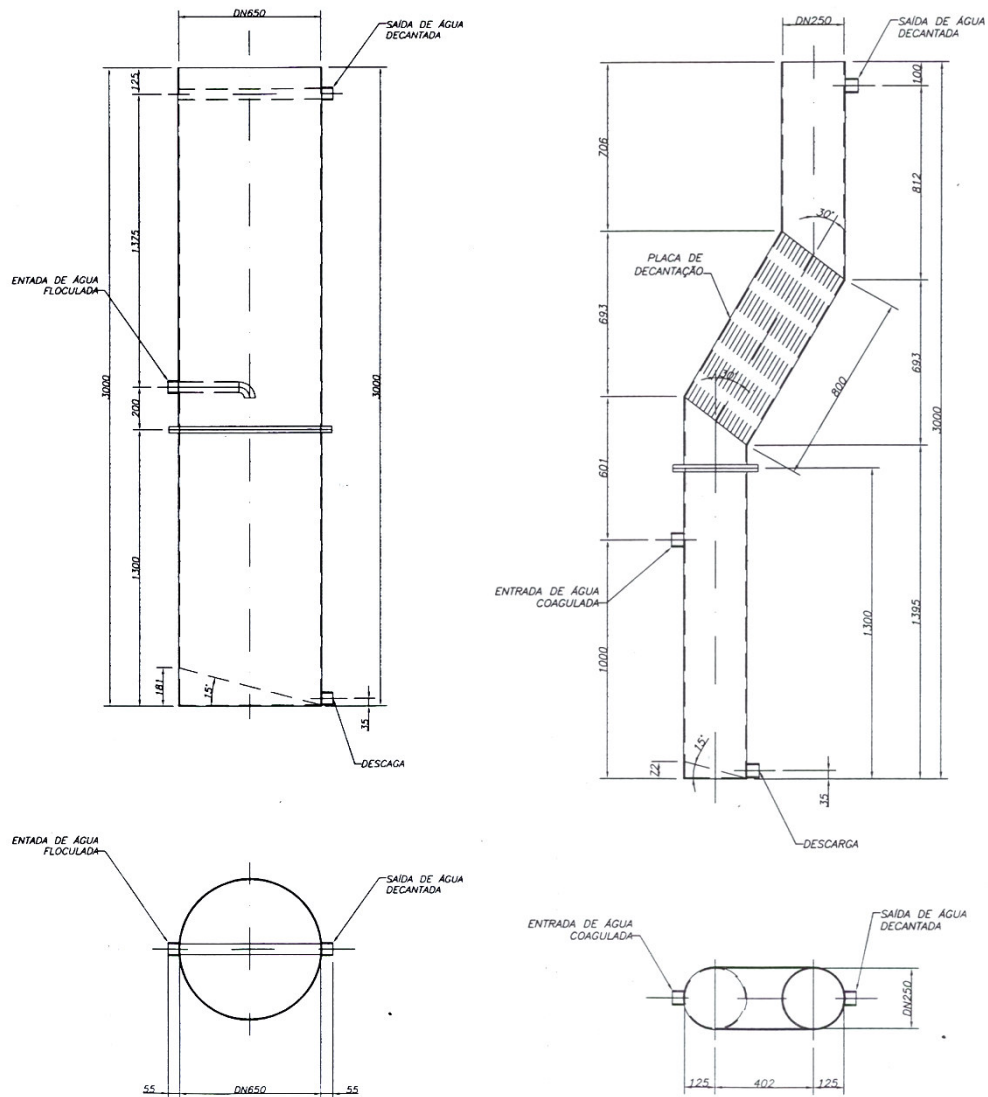


Figura 4.6 – Detalhamento do decantador convencional de escoamento vertical e do decantador de alta taxa.

4.3 *Materiais utilizados*

Para avaliar as condições otimizadas de coagulação, floculação e sedimentação no tratamento das águas em ensaios de bancada foram utilizados os coagulantes, sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3 \cdot (14-18) H_2O]$ P. A. e o cloreto férrico $(FeCl_3 \cdot 6 H_2O)$ P. A., ambos em pó e em solução preparada com concentração de 2% em massa por volume. Os reagentes utilizados para o controle do pH de coagulação nos ensaios foram: solução ácida de HCl a 0,1N e solução de NaOH a 0,1N.

Nos ensaios em instalação-piloto foram utilizados os mesmos coagulantes, sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3 \cdot (14-18) H_2O]$ e o cloreto férrico ($FeCl_3 \cdot 6 H_2O$) porém, ambos do tipo comercial e em estado líquido. Nas operações de tratamento que utilizaram cloreto férrico, foi necessário fazer a correção do pH e para isso, utilizou-se solução de NaOH a 0,1N.

As águas analisadas, em ensaios de bancada e em instalação-piloto, eram provenientes de uma captação subterrânea existente no local e foram descloradas por meio de um filtro de carvão ativado para realização dos experimentos.

Para conferir turbidez às águas de estudo foi adicionado uma quantidade da suspensão de caulim (apresentada posteriormente) e medidos os valores de turbidez, pH, cor aparente e alcalinidade. Na Tabela 4.2 são mostrados os produtos químicos utilizados nos ensaios realizados em Jarreste e em instalação-piloto e alguns equipamentos empregados para determinar os valores de turbidez, pH, alcalinidade e cor aparente.

Tabela 4.2 – Especificações de produtos e equipamentos utilizados.

Caulim Micronizado	Pó fino branco Peso específico = $2,60 \pm 0,05 \text{ g/cm}^3$ pH = $7,70 \pm 0,1$ Densidade aparente solta = $0,47 \pm 0,02 \text{ g/cm}^3$
Coagulantes	Sulfato de alumínio - $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14 \text{ a } 18H_2O$ a 2% Cloreto férrico - $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ a 2%
Outros produtos químicos	Ácido Clorídrico - HCl 0,1N Hidróxido de Sódio - NaOH 0,1N
Equipamentos	Turbidímetro Hach 2100P Colorímetro Visual DLNH - 100/DEL-LAB pHmetro pH-Meter E488/Metrohm Leitura de alcalinidade - 645 - Multi-Dosimat/Metrohm

4.4 Preparação da água de estudo

4.4.1 Preparação da suspensão para conferir turbidez à água de estudo

Para conferir turbidez à água de estudo foi adotada a metodologia citada em Di Bernardo (2004), com a aplicação de caulinita na água de estudo e análise de sua sedimentação ao longo do tempo. Entretanto, como neste estudo a suspensão deveria apresentar turbidez elevada para permitir que a água de estudo permanecesse turva, durante toda a carreira de tratamento, foram realizados ensaios com caulinita e caulim.

Para verificar o comportamento da caulinita e do caulim em função do tempo de sedimentação, testou-se várias quantidades dessas substâncias no equipamento Jarteste e fez-se leituras de turbidez ao longo do tempo de sedimentação.

Nos ensaios, foram colocadas em cada jarro do Jarteste, 20,0 g; 40,0 g; 60,0 g; 80,0 g; 100,0 g; 120,0 g de caulim e, posteriormente, caulinita, em 2,0 L de água desclorada. Adotou-se rotação, no aparelho de Jarteste, de 150 rpm com tempo de agitação igual a duas horas.

Depois do término da agitação foram coletadas amostras dos jarros de hora em hora e fez-se leituras de turbidez. Para as amostras concentradas, as leituras de turbidez foram feitas das diluições de 10 a 100 vezes das amostras em água desclorada.

Com a retirada das amostras durante o tempo de análise, o volume da suspensão foi reduzindo. Sendo assim, quando o nível da água chegou próximo ao coletor (7,0 cm abaixo do nível de água inicial) dos jarros, foi necessário durante as coletas subseqüentes, inclinar os jarros de modo que não ocorresse re-suspensão das partículas sedimentadas. Quando o nível d'água se encontrava próximo a superfície do material sedimentado, foi interrompida as coletas e o ensaio foi finalizado.

Os valores de turbidez das amostras coletadas ao longo do tempo possibilitaram construir uma curva de decaimento, a qual permitiu avaliar a estabilidade das substâncias analisadas. A substância escolhida foi aquela que apresentou menor sedimentação das partículas ao longo do tempo. A partir das curvas de decaimento, determinou-se a quantidade ideal para produzir turbidez elevada a suspensão, sendo esta considerada acima de 1000 uT.

Depois de definida a substância a ser utilizada para conferir turbidez à água de estudo, foram produzidas suspensões e coletados os sobrenadantes de cada jarro, sendo estes armazenados em recipientes fechados.

Para realização dos ensaios de bancada, os sobrenadantes armazenados foram acrescentados em água desclorada para conferir turbidez às águas de estudo. Na instalação-piloto as quantidades de suspensão requeridas para a produção das águas de estudo eram maiores, pois na ETA experimental existiam dois reservatórios de volume útil igual a 4,0 m³. Dessa forma, utilizou-se equipamento mecânico e reservatório de 1000 L, na preparação da suspensão concentrada, adotando-se as mesmas condições aplicadas em jarteste (Figura 4.7).

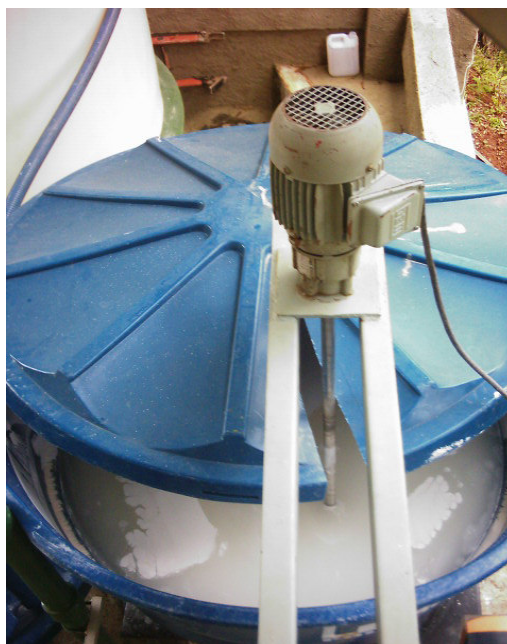


Figura 4.7 – Equipamento utilizado para preparar a suspensão concentrada para conferir turbidez às águas de estudo na instalação-piloto.

4.4.2 Características das águas de estudo

Nos ensaios em Jarteste, a água foi preparada em um reservatório de 250 L, onde foi colocado um pequeno volume (aproximadamente 1,5 L) da suspensão concentrada, acrescentando-se água desclorada até obter a turbidez igual a 100 ± 5 uT. Para água com turbidez $10 \pm 0,5$ uT foram acrescentados, aproximadamente, 200 mL da suspensão em água desclorada.

Na instalação-piloto foram avaliadas a tratabilidade das águas com ênfase na remoção de indicadores físicos – turbidez e microesferas – e de oocistos de *Cryptosporidium*. Na preparação das águas, as microesferas utilizadas foram de poliestireno de diâmetro $4,675 \pm 0,208 \mu\text{m}$ (Polysciences Incorporation, Warrington, Pensilvânia, EUA) em suspensões de $4,45 \times 10^8/\text{mL}$. Para o estudo das mesmas, adotou-se como referência a pesquisa de Emelko *et al.* (2000).

Nos tanques existentes na ETA experimental, foram adicionadas às águas de estudo, concentrações iguais a 5×10^3 oocistos/L e a 5×10^3 microesferas/L. Os tanques foram mantidos sob constante agitação mecanizada no decorrer dos ensaios.

4.5 Ensaios de bancada

4.5.1 Construção dos diagramas de coagulação

Para otimizar o tratamento das águas com turbidez igual a $10 \pm 0,5 \text{ uT}$ (água Tipo I) e igual a $100 \pm 5 \text{ uT}$ (água Tipo II), foram realizados vários ensaios de bancada. Estes, permitiram construir diagramas de coagulação para obtenção das regiões que apresentaram melhores remoções de turbidez e cor aparente das águas de estudo.

Foram utilizados dois tipos de coagulantes, sulfato de alumínio PA ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{ a } 18\text{H}_2\text{O}$) e cloreto férrico PA ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). A solução dos coagulantes foi preparada à concentração de 2% em massa por volume. Para a correção do pH utilizou-se ácido clorídrico (HCl) 0,1N e hidróxido de sódio (NaOH) 0,1N preparados com validade de 6 meses.

Os parâmetros operacionais adotados para os ensaios de sedimentação em escala de bancada foram os recomendados pelo grupo do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) e estão relacionados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Parâmetros operacionais para ensaios de sedimentação em escala de bancada.
Fonte: PROSAB, EDITAL 5, TEMA 1 (2006).

Parâmetro	Valor
Gradiente de velocidade de mistura rápida (G_m)	800 s^{-1}
Tempo de mistura rápida (t_m)	30 s
Gradiente de velocidade de floculação (G)	30 s^{-1}
Tempo de floculação (t_f)	25 min
Taxas de aplicação superficiais (TAS)	7,2 e $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$

No início dos ensaios, as águas de estudo foram distribuídas nos jarros de forma homogênea e dosou-se o coagulante para cada jarro em cubetas. Depois de preparar os jarros, iniciou-se o ensaio ajustando a rotação correspondente ao gradiente de velocidade da mistura rápida e ao terminar o tempo de mistura, reduziu-se a rotação para o valor correspondente ao gradiente de velocidade de floculação. Após o tempo de floculação, foram coletadas as amostras de água decantada para as duas TAS recomendadas, as quais são correspondentes as velocidades de sedimentação iguais a 1,0 e a 0,5 cm/min.

Para as amostras coletadas, foram feitas leituras de turbidez, cor aparente e pH. De acordo com os valores obtidos fizeram-se as devidas correções com adição de ácido ou base para os ensaios subsequentes.

Com os resultados obtidos foram construídos os diagramas de coagulação, sendo lançados os pontos referentes à turbidez remanescente ou à cor aparente das amostras e do pH obtido na água coagulada.

4.5.2 Escalonamento do gradiente de velocidade médio na floculação

Para os ensaios de escalonamento dos gradientes de velocidade da unidade de floculação adotou-se a metodologia proposta no trabalho de Pádua (1994), em que foram realizados uma série de ensaios em reatores estáticos para diversos gradientes de velocidade e tempos de floculação.

A primeira etapa consistiu em encher os jarros, visando garantir a mesma qualidade da água em todos os jarros. Colocou-se o volume correspondente à dose otimizada do coagulante nas cubetas do suporte frontal e iniciou-se o ensaio ajustando a rotação correspondente ao gradiente de velocidade da mistura rápida. Ao terminar o tempo de mistura rápida, reduziu-se a rotação para o valor correspondente ao gradiente de velocidade médio de floculação. Suspenderam-se as paletas dos agitadores de cada jarro separadamente, após o tempo de floculação de cada um. Os tempos de floculação estudados foram: 2,5; 5; 10; 15; 20; 25 e 30 minutos. Após o tempo de floculação determinado para cada jarro foram coletadas as amostras de água decantada para as duas velocidades de sedimentação (1,0 e 0,5 cm/min). Essas etapas foram repetidas para o estudo de gradientes de velocidade médio de floculação iguais a: 10 s^{-1} , 20 s^{-1} , 30 s^{-1} , 40 s^{-1} , 50 s^{-1} e 70 s^{-1} .

Com os resultados obtidos para os diferentes gradientes de velocidade médios de floculação, construiu-se uma curva da variação da turbidez remanescente mínima em função do tempo de floculação, onde obteve-se o tempo de floculação (T_f) a partir do qual a turbidez remanescente passa a decrescer muito lentamente.

Considerando o número de câmaras (m) da unidade de floculação estudada, foi possível obter o tempo teórico de detenção (T_d) de cada câmara: $T_d = T_f / m$. Para a primeira câmara de floculação, T_d determinou o gradiente de velocidade médio para o qual resultou a menor turbidez remanescente obtida em todos os ensaios.

Para a segunda câmara da unidade de floculação, sabe-se que o afluente à mesma é a água pré-floculada que, teoricamente, apresentou a turbidez remanescente na primeira câmara. Desta forma, em todas as curvas construídas para os gradientes de velocidade médios estudados *versus* o tempo de floculação, obtiveram-se T_f com o qual resulta a turbidez remanescente igual ao efluente da primeira câmara, fazendo-se interpolação. Foi somado a esse tempo o valor de T_d e determinou-se, novamente por interpolação, a turbidez remanescente para cada um dos gradientes de velocidade, o qual foi o valor da turbidez remanescente do efluente da segunda câmara para cada gradiente de velocidade de floculação (G_f) estudado. Para o menor valor de turbidez remanescente, dentre os G_f estudados, foi adotado para a turbidez do efluente da segunda câmara.

Esse procedimento foi repetido até obter os valores dos gradientes de velocidade médios de floculação para as demais câmaras da unidade de floculação.

4.6 Ensaio na instalação-piloto

Nas unidades de coagulação e floculação da instalação-piloto foram adotados os parâmetros encontrados em ensaios de bancada referentes à otimização da dose dos coagulantes estudados e ao escalonamento dos gradientes de velocidade médios de floculação, para cada tipo de água e de coagulante.

Para avaliar o comportamento dos decantadores quanto à remoção de indicadores e de oocistos de *Cryptosporidium*, foram adotadas TAS comumente empregadas em estações de tratamento. Desta forma, neste estudo foram adotadas: $20,0 \pm 2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$ para o

decantador convencional de escoamento vertical e $80,0 \pm 2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ (taxa de aplicação superficial virtual) para o decantador de alta taxa.

Cada experimento teve duração de 9 horas, sendo totalizados 4 ensaios (2 coagulantes x 2 tipos de água de estudo). No decorrer das carreiras foram feitas leituras de turbidez a cada 30 min, de vazão a cada 60 min e coletas de água decantada a cada 90 min. As amostras dos processos de tratamento das águas foram obtidas na saída dos decantadores. As condições de coagulação e floculação foram processadas de forma otimizadas baseadas em dados dos ensaios de bancada (Figura 4.8).

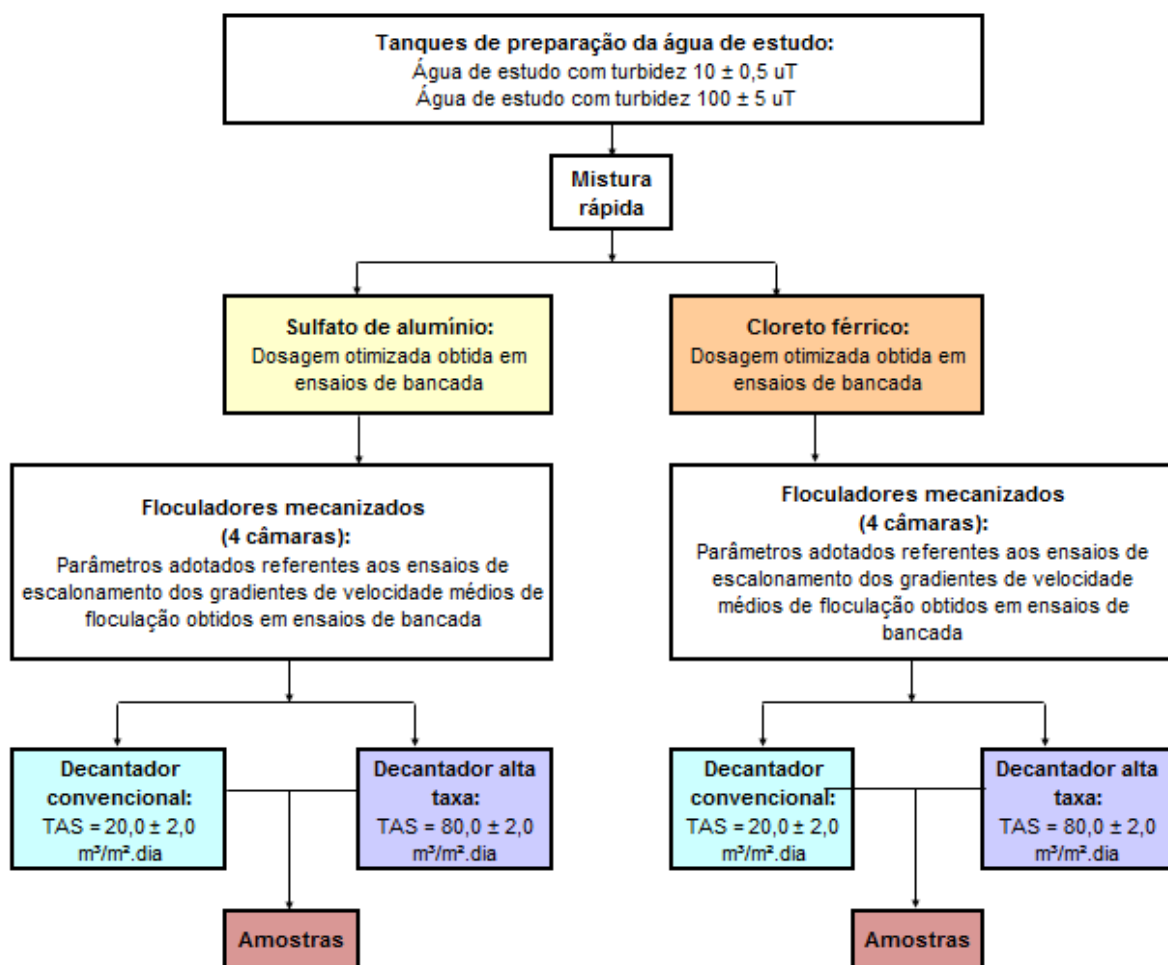


Figura 4.8 – Fluxograma referente as etapas de tratamento da instalação-piloto e aos ensaios realizados.

4.7 Métodos de análise das amostras coletadas na instalação-piloto

4.7.1 Determinação de turbidez da água decantada

Nas análises das amostras coletadas na saída dos decantadores, as leituras de pH e turbidez foram realizadas em 100 mL da amostra (EATON *et al.*, 2005 – Seção 2130, páginas 2-8) e pH. Para quantificar os valores de turbidez foi utilizado o turbidímetro Hach 2100P.

4.7.2 Metodologia para detecção e quantificação de oocistos de *Cryptosporidium* na água decantada

No protocolo do método 1623 (USEPA, 2005), que se refere à determinação de *Cryptosporidium* e de *Giardia* em amostras de água bruta e tratada, a quantificação é feita através das seguintes etapas: filtração, concentração, separação imunomagnética e identificação microscópica (imunofluorescência).

Nesta pesquisa a detecção e identificação de oocistos de *Cryptosporidium* adotou a metodologia citada por Emelko *et al.* (2003), com alterações no volume da amostra coletada e supressão de algumas etapas, como a concentração da amostra e separação imunomagnética. A supressão das etapas foi empregada devido ao resultado obtido no ensaio realizado com uma solução composta por 100 oocistos de *Cryptosporidium* e 100 cistos de *Giardia*, chamada Easy seed, que apresentou, aproximadamente, 60% de recuperação.

Nos experimentos realizados em instalação-piloto coletou-se 1,0 L da água decantada (Figura 4.9) para quantificação dos oocistos de *Cryptosporidium*. Em todos os ensaios procurou-se obter amostras com turbidez menor que 5,0 uT, uma vez que em estações de tratamento de água, quando a água efluente do decantador da ETA apresenta turbidez superior a 5,0 uT ocorre colmatação do filtro mais rapidamente e, conseqüentemente, uma redução significativa da duração da carreira de filtração. Ressalta-se que, nas duas primeiras amostras coletadas, para cada ensaio, a turbidez era superior a 5,0 uT. Entretanto, os valores obtidos nas amostras subseqüentes reduziam no decorrer das carreiras de tratamento.



Figura 4.9 – Pontos de coletas dos decantadores de alta taxa e convencional e frascos utilizados nas coletadas das amostras.

As amostras de água bruta e de água decantada foram filtradas em membrana de porosidade de 0,45 μm e 45 mm de diâmetro. Após o processo de filtração, as membranas foram lavadas com 1,0 mL de solução tampão fosfato com Tween 20 (PBST 1%) e, em seguida, coletou-se o líquido que foi raspado e transferindo-o em eppendorf (Figura 4.10).

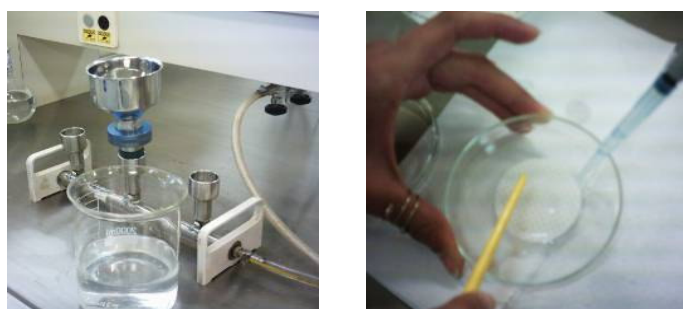


Figura 4.10 – Filtração das amostras em Manifold e lavagem das membranas, utilizadas na filtração, com solução tampão fosfato com Tween 20 (PBST 1%).

Para a quantificação dos oocistos de *Cryptosporidium*, aplicou-se a metodologia indicada pela USEPA (2001). As amostras armazenadas em eppendorf eram agitadas em vórtex e coletaram-se 100 μL que foram inseridos em câmara da lâmina de kit Merifluor (Figura 4.11).



Figura 4.11 – Homogeneização da amostra concentrada em vórtex e preparação da lâmina com 100 μL da amostra.

As lâminas foram incubadas em estufa, por aproximadamente 1 h, atentando-se para que a temperatura na estufa fosse mantida em $36 \pm 1^\circ\text{C}$. Após a incubação, os anticorpos anti-*Cryptosporidium* foram fixados à lâmina e tratados com isotiocianato de fluoroceína – FITC. Posteriormente, a lâmina foi incubada, no escuro, em câmara úmida contendo papel de filtro, por 30 minutos (Figura 4.12).



Figura 4.12 – Secagem de lâmina em estufa e fixação de anticorpos à lâmina que será incubada em câmara úmida.

Depois de incubar em câmara úmida, aplicou-se uma gota de solução tampão fosfato (PBST 1%) sobre cada poço da lâmina e sugou-se o excesso com o auxílio de uma pipeta de *Pasteur* ligada à vácuo. Sobre os poços secos aplicou-se uma gota de glicerina e, colocou-se com muito cuidado para evitar a formação de bolhas, a lamínula Perfecta 24 x 60 mm, selando a lâmina e lamínula (Figura 4.13). Levou-se, então, a lâmina para observação em microscópio dotado de contraste de interferência diferencial – CID.



Figura 4.13 – Remoção do excesso de solução tampão fosfato PBST 1% com pipeta de *Pasteur* ligada à vácuo e aplicação de glicerina seguida da colocação de lamínula e selagem com esmalte.

No microscópio, para realizar a contagem de oocistos de *Cryptosporidium*, adotou-se no aparelho um filtro (nº 1), movimentou-se o polarizador, definiu-se o prisma intermediário (20/40) e o prisma giratório deslizante. Foi utilizada a epifluorescência e todos os outros filtros existentes no microscópio foram retirados. A iluminação do aparelho foi interrompida

e o filtro “Stop” foi deslocado para baixo. Na contagem dos microrganismos utilizou-se um aumento de 20X.

4.7.3 Metodologia para quantificação de microesferas nas águas de estudo

As quantificações de microesferas foram feitas segundo Emelko *et al.*(2003), por filtração em membranas (45,0 mm de diâmetro e porosidade de 0,45 µm). As lâminas preparadas para oocistos de *Cryptosporidium* apresentavam microesferas uma vez que, ambos foram aplicados simultaneamente, nas águas de estudo.

Ressalta-se que, sendo as microesferas de poliestireno fluorescentes, estas não necessitaram da etapa de fluorescência da amostra. Dessa maneira, contaram-se as mesmas em microscópio de campo escuro, com quantificação por campo visual e correção pelo aumento microscópico.

A Tabela 4.4 apresenta, resumidamente, os métodos de análise adotados para determinação dos oocistos e de indicadores físicos de *Cryptosporidium*.

Tabela 4.4 – Métodos de análise adotados para determinação dos oocistos e de indicadores físicos de *Cryptosporidium*.

Parâmetro	Método	Volume da amostra coletada em Jarreste	Volume da amostra coletada em instalação	Unidade
Turbidez	Leituras feitas em turbidímetro (Standard Methods, 2005)	100 mL	1,0 L	uT
Microesferas	A quantificação das microesferas realizada após cada coleta, em microscopia de campo escuro, com quantificação por campo visual e correção pelo aumento microscópico, segundo Emelko <i>et al.</i> (2003)	100 mL	1,0 L	Número de microesferas / mL
Detecção e identificação de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	Os procedimentos de imunoseparação e microscopia - descritos no protocolo do método 1623 da USEPA (USEPA, 2001) e filtração em membrana 45 µm, segundo Emelko <i>et al.</i> (2003)	100 mL	1,0 L	Número de oocistos / mL

4.8 Tratamento estatístico dos dados experimentais

4.8.1 Estatística descritiva dos dados

Para todos os parâmetros de interesse – turbidez, microesferas e oocistos de *Cryptosporidium* – das águas decantadas, foram calculadas as seguintes estatísticas básicas: média aritmética, mediana, valores máximos e mínimos, quartis inferior e superior, percentis de 10% e de 90%,

coeficiente de variação e desvio padrão. Foram calculadas, ainda, as eficiências de remoção dos indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*.

As medidas de tendência central avaliadas como a média aritmética, têm como objetivo fornecer informações sobre o valor mais provável das variáveis estudadas; e a mediana em determinar qual é o valor da variável que apresentará quantidades iguais de valores menores e maiores que este valor. Neste estudo a principal informação extraída da média e da mediana é que se ocorrer diferença entre elas poderá ser inferido que a distribuição é assimétrica, pois se fosse simétrica, tais valores seriam iguais ou muito semelhantes.

Para indicar a variabilidade dos dados, as medidas de tendência central não são suficientes. Portanto, para demonstrar o desempenho dos decantadores estudados, medidas de dispersão foram utilizadas para indicar a variabilidade dos indicadores físicos e do número de oocistos de *Cryptosporidium* nos efluentes dos decantadores. Os valores máximos e mínimos apresentados informam a amplitude de variação, que é a diferença entre os valores extremos.

O desvio padrão (DP), que é uma medida de dispersão pode fornecer importantes informações sobre a distribuição dos dados, por exemplo, se apresentar valor numérico maior que a média, pode indicar que a distribuição dos dados é assimétrica, ou seja, não segue uma distribuição normal. Outra medida de dispersão é o coeficiente de variação, que expressa um número adimensional, fornecendo uma indicação da magnitude do DP em termos da magnitude da média.

Medidas de posicionamento relativo foram apresentadas como os quartis: inferior (percentil de 25%), médio (percentil de 50%) e superior (percentil de 75%). Outras medidas de posicionamento também foram informadas como o percentil de 10% e de 90%.

4.8.2 Critérios estatísticos adotados para a análise dos dados

As técnicas estatísticas convencionais classificadas para estimar parâmetros e testar hipóteses possuem exigências claras: especificam, por exemplo, que os valores da variável estudada devem ter distribuição normal ou aproximadamente normal, e ainda que as variâncias entre as populações comparadas sejam homogêneas (CALLEGARI-JACQUES, 2006). Nesta pesquisa não foi possível determinar o tipo de distribuição de frequência ou aplicar testes de

homogeneidade das variâncias, pois as amostras não foram suficientemente grandes para tal avaliação.

Desta forma, alguns testes sugeridos para analisar dados que não satisfazem as exigências das técnicas clássicas, que denominam-se “testes de distribuição livre” ou “testes não-paramétricos”, por não dependerem do conhecimento da distribuição da variável na população, foram utilizados para avaliar os resultados das operações de tratamento das águas na unidade experimental. Tais testes podem ser utilizados para comparar distribuições de dados quanto à locação, à variabilidade ou ainda para avaliar a correlação entre variáveis.

Foram feitas comparações entre o decantador convencional de escoamento vertical e o decantador de alta taxa. As eficiências dessas unidades foram avaliadas em termos da remoção de turbidez, microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium*.

4.8.3 Aplicação de testes não-paramétricos para a análise dos dados

Para analisar o desempenho dos decantadores e a eficiência dos coagulantes aplicados no tratamento das águas de estudo para remover indicadores físicos e oocistos de *Cryptosporidium*, testes estatísticos não-paramétricos foram adotados com o auxílio do *software* STATISTICA 6.1 (StatSoft, Inc., 2003).

4.8.3.1 Comparação do desempenho dos decantadores em função do tipo de coagulante

Na comparação do desempenho dos decantadores em função do tipo de coagulante as águas tipo I e II foram analisadas separadamente, pois apresentavam características distintas – turbidez de $10 \pm 0,5$ uT e turbidez de 100 ± 5 uT .

Para os dois tipos de águas foram realizadas duas carreiras de tratamento, uma com aplicação de sulfato de alumínio e outra com cloreto férrico, no processo de coagulação. Em ambas, as águas foram distribuídas nos dois decantadores e coletadas, simultaneamente, na saída dos mesmos. Como as amostras foram coletadas em pares, de modo que houve homogeneidade dos elementos que poderiam influenciar no tratamento da água, elas foram consideradas pareadas.

A técnica de pareamento aumenta a eficiência do teste estatístico uma vez que é mais sensível a pequenas diferenças entre os tratamentos da água. Um dos testes aplicados em

amostras pareadas é denominado “teste T de *Wilcoxon*”. Esse teste é um substituto do “teste t de *Student*” quando os dados não são normalmente distribuídos. Baseia-se nas diferenças intrapares e considera que, quando duas variáveis dependentes possuem a mesma mediana, as diferenças positivas e negativas devem se anular.

Na Figura 4.14 é apresentada a seqüência de análise dos dados. Os resultados apresentados são referentes aos valores de turbidez, número de microesferas e concentração de oocistos de *Cryptosporidium*, em função de um tipo de coagulante.

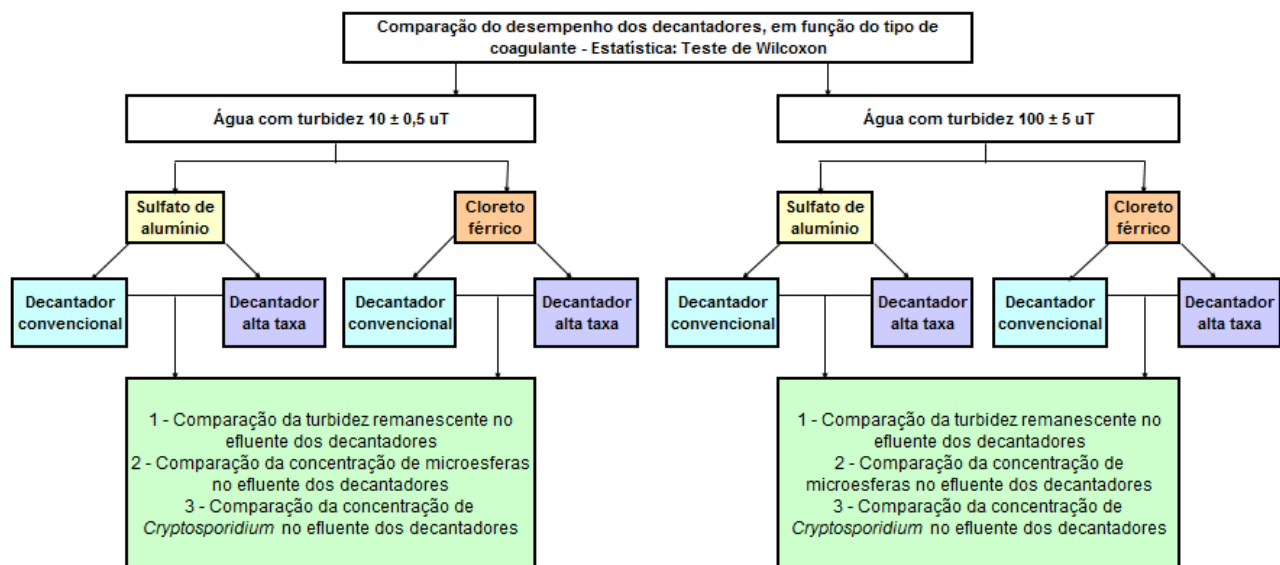


Figura 4.14 – Seqüência utilizada para comparar o desempenho dos decantadores, em função do tipo de coagulante, na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*.

4.8.3.2 Comparação do desempenho dos coagulantes em função do tipo decantador

Nesta pesquisa foram avaliadas as eficiências dos coagulantes, sulfato de alumínio e cloreto férrico, em função do tipo de decantador, na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*. As águas de estudo foram analisadas separadamente, uma vez que apresentavam características distintas (turbidez de $10 \pm 0,5$ uT e turbidez de 100 ± 5 uT).

Foram realizadas duas carreiras de tratamento, uma com aplicação de sulfato de alumínio e outra com aplicação de cloreto férrico, para cada tipo de água. As amostras coletadas para cada decantador foram consideradas independentes. Ressalta-se que, as coletadas eram simultâneas nos dois decantadores, porém as carreiras de tratamento foram independentes.

A independência das amostras pode ser considerada, uma vez que as amostras coletadas nas duas carreiras de tratamento eram diferentes quanto ao fator que estava sendo avaliado – o tipo de coagulante. Um dos testes empregados para avaliar diferenças entre grupos independentes é o “*teste de Mann e Whitney (Mann-Whitney U Test)*”. Este teste, também disponibilizado pelo "software" STATISTICA 6.1, é uma alternativa não paramétrica para o teste t de *Student*, para avaliar diferenças nas médias observadas entre dois grupos. O teste compara as medianas de dois grupos independentes de dados.

Assim, para comparar a eficiência dos coagulantes empregados nas operações de tratamento para a remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*, em função dos decantadores, utilizou-se o teste de *Mann e Whitney*. Na Figura 4.15 é apresentada a seqüência da análise dos dados obtidos.

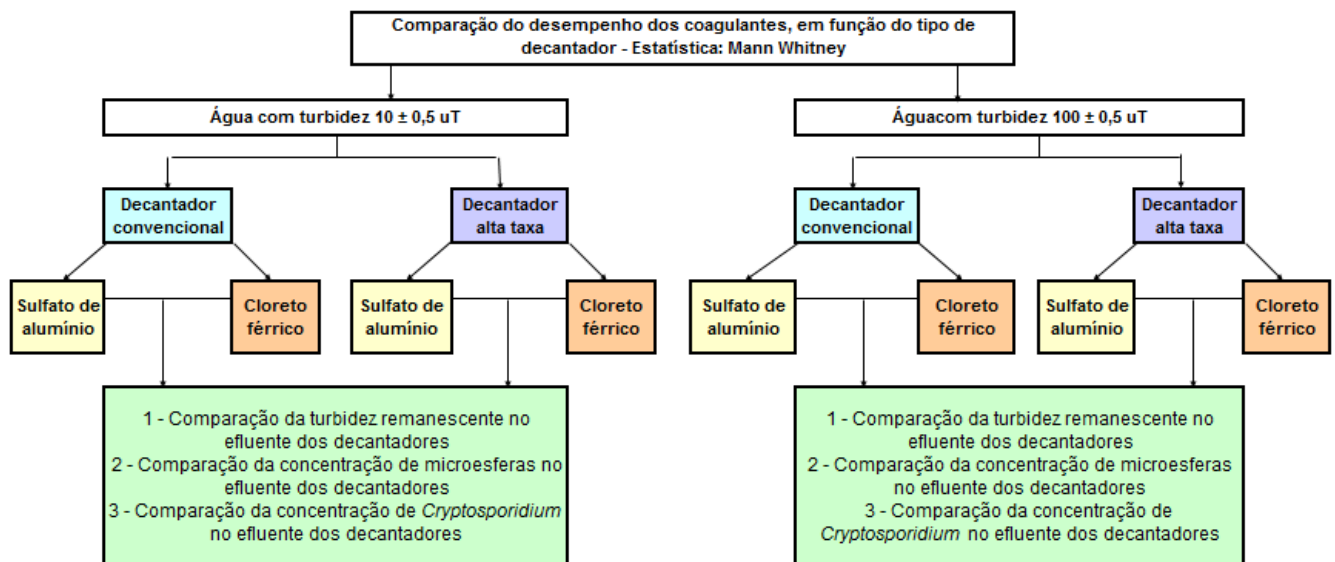


Figura 4.15 – Seqüência utilizada para comparar a eficiência dos coagulantes, em função do tipo de decantador, na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*.

4.8.3.3 Comparação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em função da turbidez das águas de estudo

A avaliação feita para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em águas com características distintas, em termos de turbidez, teve como objetivo indicar se é possível relacionar a eficiência de remoção de turbidez com a eficiência de remoção dos oocistos. Consta na Portaria do Ministério da Saúde nº 518/2004 uma associação entre a turbidez do

efluente filtrado com a remoção de microrganismos. Contudo, estudos devem ser realizados para avaliar essa possível associação.

Foram avaliadas duas carreiras de tratamento, com sulfato de alumínio e com cloreto férrico, em cada decantador. Portanto, considerando os dois tipos de água, uma com baixa turbidez (próxima a 10 uT) e outra com elevada turbidez (próxima a 100 uT), as amostras coletadas foram independentes. Empregou-se o “*teste de Mann e Whitney (Mann-Whitney U Test)*” para avaliar diferenças entre os grupos independentes. Na Figura 4.16 é apresentada a seqüência da análise estatística adotada neste estudo.

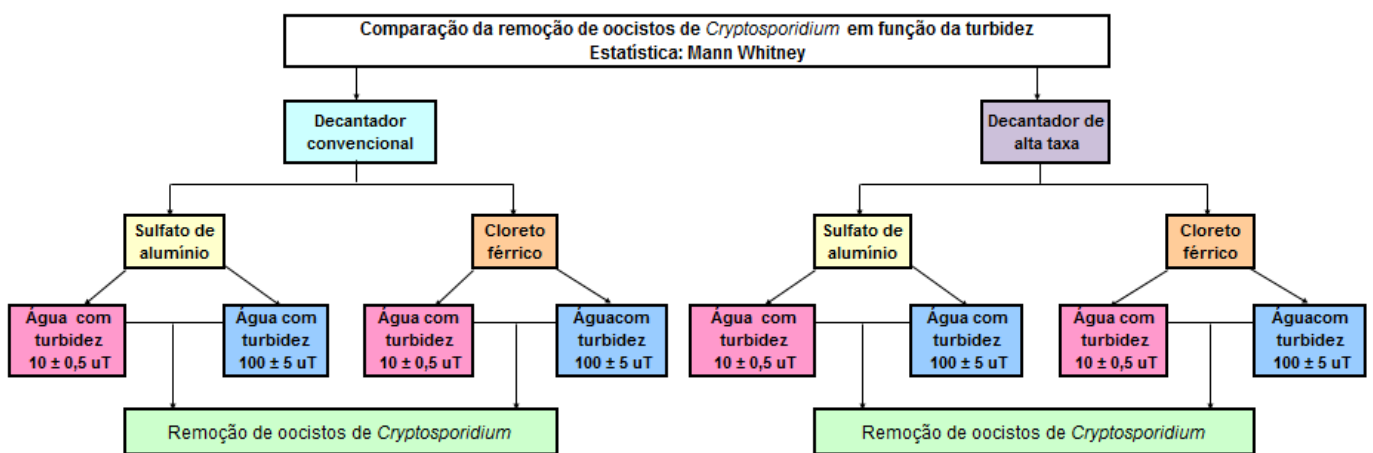


Figura 4.16 – Seqüência utilizada para comparar a influência da turbidez da água de estudo na eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

4.8.3.4 Comparação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* com a remoção de microesferas

A avaliação feita para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* com a remoção de microesferas das águas de estudo teve como objetivo indicar se as microesferas podem ser consideradas como indicador físico da remoção de oocistos.

Na comparação do desempenho dos decantadores, em função do tipo de coagulante, as águas de estudo foram analisadas separadamente, uma vez que apresentavam características distintas. Para os dois tipos de águas foram realizadas duas carreiras de tratamento, uma com aplicação de sulfato de alumínio e outra com cloreto férrico, no processo de coagulação.

As águas foram distribuídas nos dois decantadores e coletadas, simultaneamente, na saída dos mesmos. Como as amostras foram coletadas em pares, de modo que houve homogeneidade dos elementos que poderiam influenciar no tratamento da água, elas foram consideradas pareadas. Desta forma o teste estatístico aplicado foi o “teste T de *Wilcoxon*”. Na Figura 4.17 é apresentada a seqüência da análise estatística adotada neste estudo.

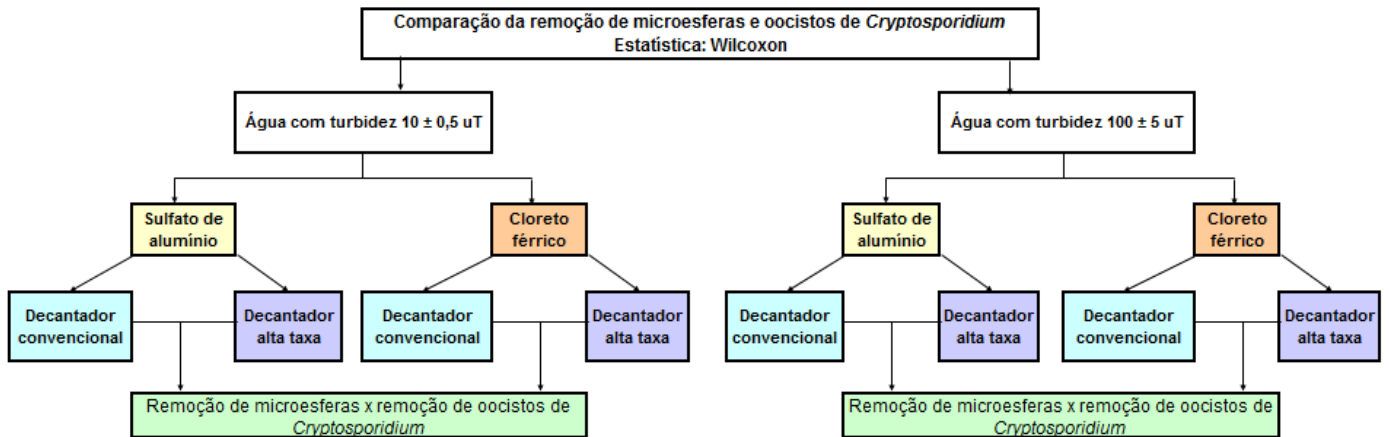


Figura 4.17 – Seqüência utilizada para comparar as concentrações de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium*, em função do tipo de decantador.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Preparação da água de estudo

Para garantir que o volume da suspensão concentrada utilizado na realização dos experimentos fosse inferior a 10 L (obtidos no ensaio em jarreste), a suspensão deveria apresentar turbidez elevada (>1000 uT).

Nos ensaios em jarreste foram utilizados, primeiramente, 50 a 175g de caulinita e, posteriormente, 20 a 120g de caulim, em 2L de água desclorada. Esses ensaios tiveram como objetivo avaliar o comportamento da caulinita e do caulim e determinar a quantidade necessária para conferir turbidez às águas de estudo.

Na Figura 5.1 estão os valores de turbidez remanescente obtidos, ao longo do tempo de sedimentação, para diferentes quantidades de caulinita. Observa-se que a caulinita não apresentou bons resultados, pois no final de 5 horas de repouso da suspensão concentrada a turbidez remanescente era próxima a 100 uT para 50 g de caulinita e para 175 g, a turbidez remanescente foi próxima a 400 uT. Ressalta-se que, a maior estabilidade da suspensão concentrada, em termos de sedimentação ao longo do tempo, foi verificada em menores quantidades de caulinita, sendo que acima de 100g a turbidez decaiu acentuadamente em um pequeno intervalo de tempo (2 h).

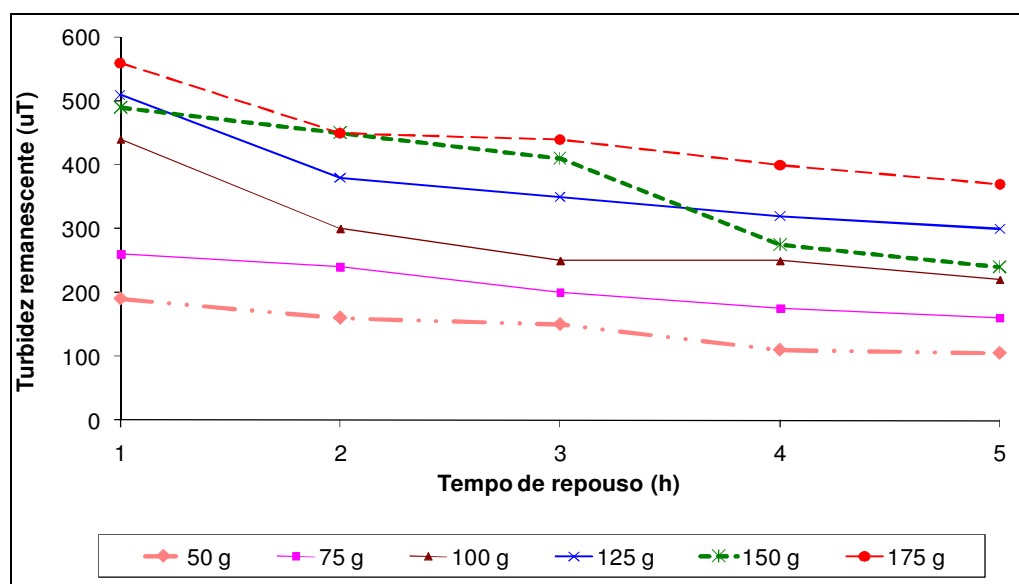


Figura 5.1 – Turbidez remanescente em função do tempo para suspensão concentrada preparada com diversas quantidades de caulinita.

O comportamento da suspensão concentrada produzida com caulim está apresentado na Figura 5.2. O ensaio teve duração de 25 h e observou-se que nas primeiras 7 h de repouso da suspensão houve decaimento acentuado da turbidez devido à alta velocidade de sedimentação das partículas em suspensão. A partir das 21 h de repouso verificou-se uma tendência de estabilização no valor da turbidez remanescente e determinou-se que para os ensaios de coagulação em Jarreste padronizar-se-ia a preparação da suspensão concentrada utilizando 20 g de caulim por litro de água desclorada com o tempo de sedimentação igual a 21 h.

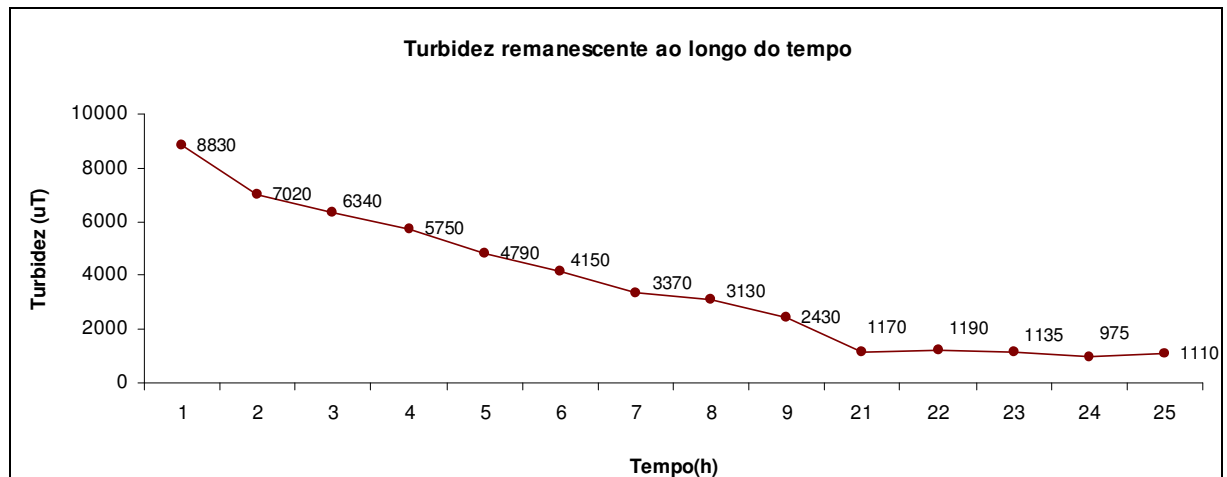


Figura 5.2 – Turbidez remanescente em função do tempo de repouso da suspensão concentrada preparada com 20g de caulim por litro de água desclorada.

Na Figura 5.2 observa-se que a última leitura apresentou turbidez remanescente (1110 uT) superior a leitura anterior (975 uT). Esse resultado pode ser explicado pela ocorrência de re-suspensão do caulim já que havia menor volume no jarro, devido a retirada das amostras anteriores, com nível da suspensão próximo ao nível do caulim sedimentado.

Comparando os dois produtos ensaiados, concluiu-se que a suspensão concentrada preparada com caulim apresentou melhor estabilidade, com valores de turbidez remanescente maiores que 1000 uT após 21 h de repouso. Portanto, foi definida sua utilização na preparação das águas de estudo.

Na Tabela 5.1 estão as características dos dois tipos de água, obtidas com a adição da suspensão concentrada de caulim em água desclorada.

Tabela 5.1 – Características dos dois tipos de água.

Parâmetro	Valor
pH	7,6 ± 0,1
Turbidez – Água Tipo I (uT)	10 ± 0,5
Turbidez – Água Tipo II (uT)	100 ± 5
Cor aparente – Água Tipo I (uC)	17 ± 3
Cor aparente – Água Tipo II (uC)	112 ± 13
Alcalinidade (mg/L de CaCO ₃)	26 ± 1
Temperatura da água (°C)	22 ± 1
Concentração de microesferas (nº de microesferas/L)	5,0 × 10 ³
Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> (nº de oocistos/L)	5,0 × 10 ³

5.2 Diagramas de coagulação

Como o objetivo era avaliar o desempenho dos decantadores quanto a remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*, optou-se por trabalhar as etapas adjacentes a decantação, na instalação-piloto, em condições otimizadas. Sendo assim, foram realizados ensaios de bancada com os coagulantes, sulfato de alumínio e cloreto férrico, de modo a obter “regiões otimizadas” onde a turbidez remanescente e cor aparente apresentassem baixos valores.

As “regiões otimizadas” são referentes às áreas indicadas nos diagramas de coagulação que apresentaram turbidez remanescente no efluente decantado, inferior a 5 uT. Como relatado anteriormente, valores acima de 5 uT, em águas decantadas, podem ocasionar redução da carreira de filtração devido a ocorrência da colmatação das unidades de filtração. Para a remoção de cor aparente, a região otimizada foi referente às áreas dos diagramas com valores inferiores a 15 uC (padrão de aceitação para consumo humano).

Com o par de valores de pH de coagulação e de dose do coagulante selecionaram-se os pontos que proporcionaram maior remoção de turbidez e cor aparente. Nos diagramas apresentados a seguir, as regiões mais claras são correspondentes as doses de coagulantes e pH da água de estudo que apresentaram maior remoção de turbidez e cor aparente.

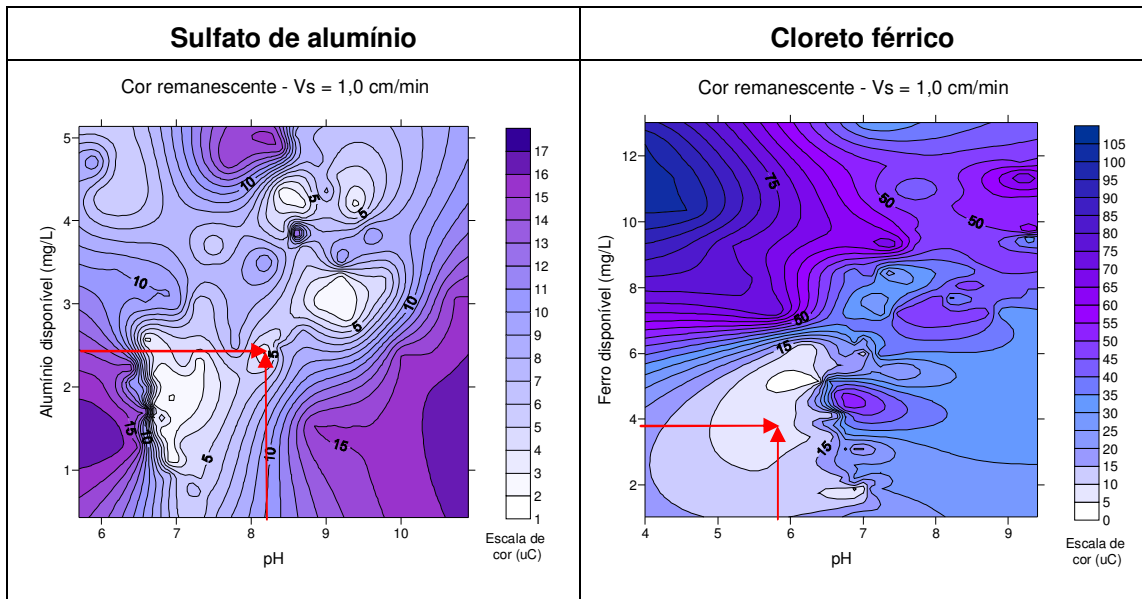


Figura 5.4 – Diagramas de coagulação construídos a partir da utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico no tratamento da água com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT – cor aparente remanescente para $v_s = 1,0$ cm/min.

5.2.2 Diagramas de coagulação utilizados no tratamento das águas com turbidez de 100 ± 5 uT

Na Figura 5.5 podem ser visualizados os diagramas de coagulação da água tipo II tratadas com sulfato de alumínio e cloreto férrico. A dose ótima obtida, nas regiões com menores valores de turbidez remanescente, foi igual a $2,0$ mg.L⁻¹ de alumínio e pH igual a 6,8 e 7,0 mg.L⁻¹ de ferro e pH igual a 6,0.

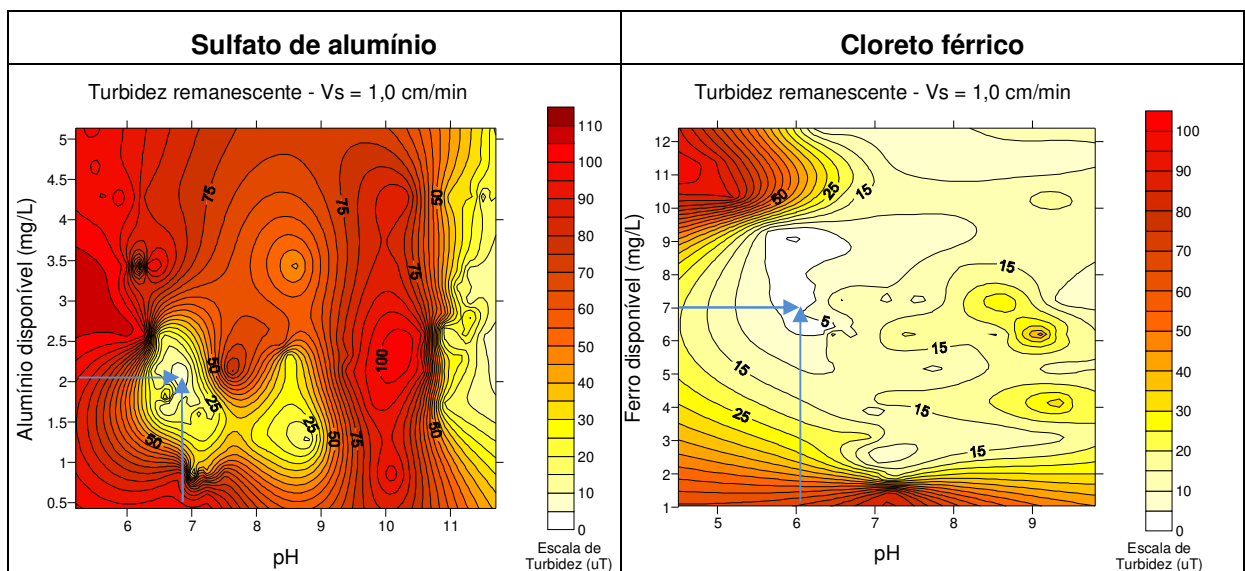


Figura 5.5 – Diagramas de coagulação construídos a partir da utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico no tratamento da água com turbidez de 100 ± 5 uT – turbidez remanescente para $v_s = 1,0$ cm/min.

Observa-se que, assim como para água tipo I, o cloreto férrico foi mais eficiente na remoção de turbidez do que o sulfato de alumínio, possibilitando regiões otimizadas mais amplas.

Na Figura 5.6 é apresentada a remoção de cor aparente das águas, para os dois coagulantes utilizados. Verificou-se que os ensaios realizados com sulfato de alumínio no tratamento de água com turbidez elevada (100 ± 5 uT), indicou faixas de otimização mais restritas se comparado aos ensaios realizados com cloreto férrico. Entretanto, em doses mais elevadas e pH de coagulação menores, observou-se que o cloreto férrico conferiu cor a água de estudo.

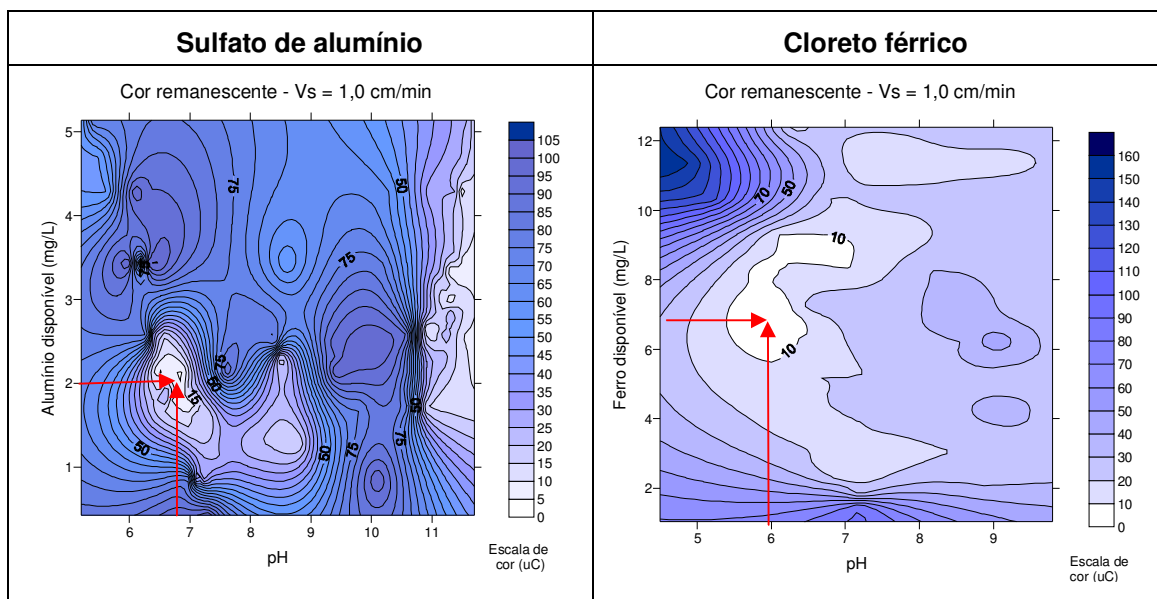


Figura 5.6 – Diagramas de coagulação construídos a partir da utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico no tratamento da água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT – cor aparente remanescente para $v_s = 1,0$ cm/min e $v_s = 0,5$ cm/min.

5.3 Gradientes de velocidade médios da floculação

Diversos pesquisadores citados por Di Bernardo *et al* (2005), como Camp (1955) e Bratby (1981), fazem referência à possibilidade de melhoria na qualidade da água decantada quando a floculação é realizada com gradiente de velocidade decrescente ao longo do tempo, visto que no início necessita-se de agitação mais intensa para aumentar as chances de contato entre as partículas desestabilizadas, de modo a formarem flocos, devendo-se reduzir a agitação posterior para diminuir a quebra dos flocos formados.

Os ensaios para a determinação do escalonamento dos gradientes de velocidade da unidade de floculação foram realizados em Jarteste. Os resultados dos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação, para os dois tipos de coagulantes, permitiram construir as curvas de

turbidez remanescente para os diversos gradientes de velocidade e tempos de floculação estudados. As curvas construídas estão apresentadas na Figura 5.7.

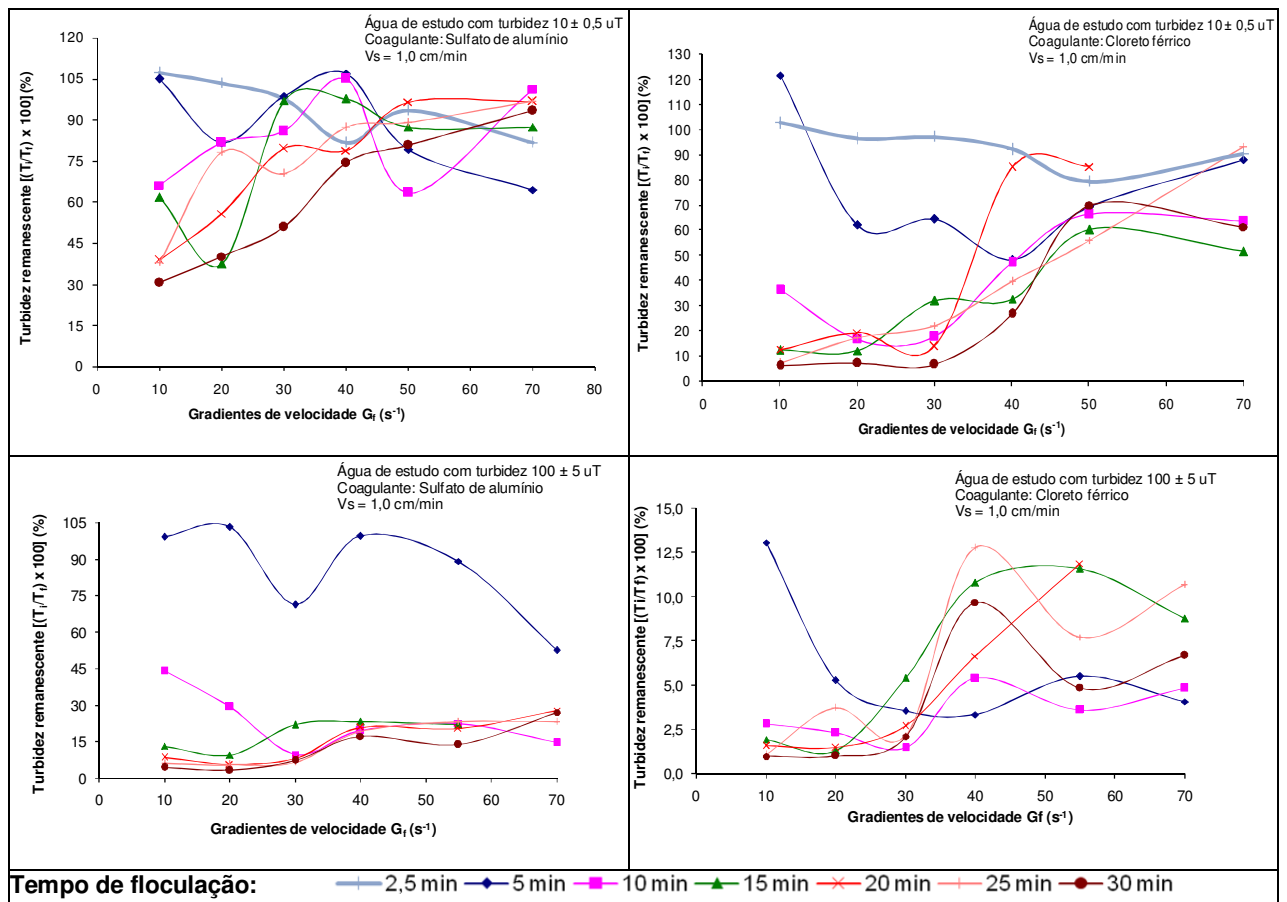


Figura 5.7 – Turbidez remanescente em função do gradiente de velocidade para diferentes tempos de floculação – água com turbidez de $10 \pm 0,5 \text{ uT}$ e $100 \pm 5 \text{ uT}$.

Verifica-se que para cada tempo de floculação existe um gradiente de velocidade médio de floculação, para o qual se tem o valor mínimo da fração remanescente de turbidez.

Com os resultados obtidos para os diferentes gradientes de velocidade de floculação construíram-se curvas da variação da turbidez remanescente mínima em função do tempo de floculação, conforme apresentado na Figura 5.8. Observou-se que o valor ótimo do gradiente de velocidade de floculação (G_f) diminuiu à medida que aumentou o tempo de floculação (T_f).

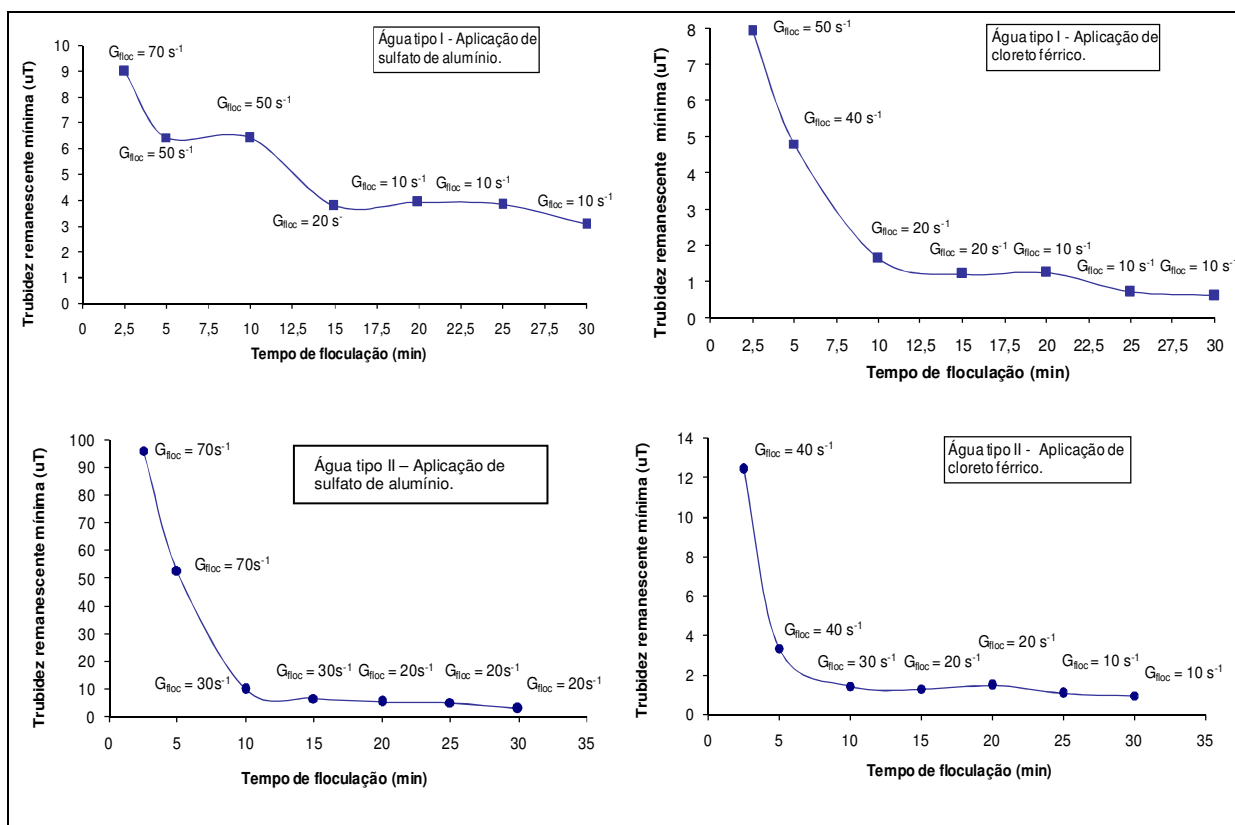


Figura 5.8 – Curvas de variação da turbidez remanescente mínima, em função do tempo de floculação, obtidas com a utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico para a água com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT (água tipo I) e 100 ± 5 uT (água tipo II).

O valor ótimo do gradiente de velocidade de floculação permitiu fixar os tempos de floculação (T_f) a serem empregados nas câmaras da unidade de floculação da instalação-piloto. Para os tempos de floculação estabelecidos e considerando que a unidade de floculação estudada possui quatro câmaras em série, obteve-se o tempo teórico de detenção (T_d) em cada câmara.

Na Figura 5.8 verifica-se que no tratamento da água de estudo Tipo I, para ambos coagulantes, a partir de 15 minutos de floculação ocorreu pouca redução da turbidez remanescente. Portanto, na otimização da unidade de floculação, para o tratamento da água com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT, quando aplicado sulfato de alumínio, determinou-se um tempo de floculação igual a 15 minutos. Quando aplicado cloreto férrico, o tempo total de floculação foi igual a 10 minutos.

No tratamento da água de estudo Tipo II observou-se que, tanto o sulfato de alumínio quanto o cloreto férrico utilizados no processo de coagulação possibilitaram pouca redução da turbidez remanescente mínima a partir de 10 minutos de floculação.

Depois da determinação do tempo de floculação e considerando as quatro câmaras da unidade de floculação, foi possível obter o tempo teórico de detenção (T_d) de cada câmara: $T_d = T_f / m$. A metodologia para a determinação do gradiente de velocidade em cada câmara foi descrita anteriormente.

Na Tabela 5.2 são apresentados os gradientes de velocidades médios e o valor estimado da turbidez do efluente de cada câmara de floculação para os dois tipos de coagulantes.

Tabela 5.2 - Escalonamento do gradiente de velocidade médio de floculação com utilização de sulfato de alumínio e cloreto férrico para os dois tipos de água.

Tipos de água de estudo	Tipo I - Turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT				Tipo II - Turbidez igual a 100 ± 5 uT			
	Sulfato de alumínio		Cloreto férrico		Sulfato de alumínio		Cloreto férrico	
Tempo de floculação (min)	15		10		10		10	
Câmaras	Gradiente de velocidade	Turbidez (uT)	Gradiente de velocidade	Turbidez (uT)	Gradiente de velocidade	Turbidez (uT)	Gradiente de velocidade	Turbidez (uT)
Primeira	50 s^{-1}	6,5	50 s^{-1}	7,9	70 s^{-1}	52,9	40 s^{-1}	3,4
Segunda	20 s^{-1}	3,9	30 s^{-1}	3,2	20 s^{-1}	14,3	20 s^{-1}	1,4
Terceira	10 s^{-1}	3,8	20 s^{-1}	1,6	20 s^{-1}	6,3	10 s^{-1}	1,0
Quarta	10 s^{-1}	3,8	10 s^{-1}	1,2	10 s^{-1}	3,5	10 s^{-1}	0,7

5.4 Análise estatística dos resultados referentes ao tratamento das águas de estudo

5.4.1 Estatísticas descritiva dos dados

Para todos os parâmetros de interesse – turbidez, microesferas e oocistos de *Cryptosporidium* – das águas decantadas, foram calculadas as estatísticas básicas para informar sobre medidas de tendência central (média aritmética e mediana), sobre a variabilidade dos dados e as medidas de dispersão. Medidas de posicionamento relativo foram calculadas: quartil inferior (percentil de 25%), quartil médio (percentil de 50%) e quartil superior (percentil de 75%).

Os ensaios foram realizados em dois decantadores, convencional de escoamento vertical e de alta taxa. Estes operaram paralelamente e receberam água, simultaneamente, da unidade de floculação. Foram utilizados dois tipos de coagulantes no processo de coagulação – sulfato de alumínio e cloreto férrico.

Os dados dos parâmetros monitorados estão apresentados nos anexos 9.1 a 9.8. A estatística básica das análises das águas de estudo com turbidez $10 \pm 0,5$ uT estão mostradas na Tabela 5.3 e Tabela 5.4.

Tabela 5.3 – Estatística descritiva dos parâmetros monitorados nos decantadores para a água com turbidez $10 \pm 0,5$ uT– coagulação com sulfato de alumínio.

Água de estudo com turbidez $10 \pm 0,5$ uT												
Coagulação com sulfato de alumínio												
Estatística	Decantador convencional de escoamento vertical						Decantador de alta taxa					
	pH	Vazão (L/s)	TAS ($m^3/m^2.dia$)	Turbidez (uT)	Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L	pH	Vazão (L/s)	TAS ($m^3/m^2.dia$)	Turbidez (uT)	Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
Nº de dados	7	19	19	19	6	6	7	19	19	19	6	6
Média	7,37	0,075	20,7	3,83	1226	28	7,37	0,051	83,2	4,16	818	92
Mediana	7,40	0,075	20,8	3,50	995	25	7,40	0,051	83,0	4,30	708	90
Desvio Padrão	0,05	0,001	0,2	1,19	860	9	0,05	0,001	1,2	0,93	231	49
Coefic. de variação	0,01	0,011	0,01	0,31	0,70	0,31	0,01	0,014	0,01	0,22	0,28	0,53
Mínimo	7,30	0,073	20,2	2,56	275	20	7,30	0,050	81,4	2,79	590	35
Máximo	7,40	0,076	21,1	7,00	2630	45	7,40	0,052	84,6	6,09	1195	160
10%	7,30	0,074	20,5	2,79	468	23	7,30	0,050	81,4	2,89	645	43
25%	7,35	0,074	20,6	3,17	699	25	7,35	0,051	83,0	3,57	701	54
50%	7,40	0,075	20,8	3,50	995	25	7,40	0,051	83,0	4,30	708	90
75%	7,40	0,075	20,8	3,87	1644	29	7,40	0,052	84,2	4,49	931	123
90%	7,40	0,075	20,8	5,36	2215	38	7,40	0,052	84,6	5,28	1100	143

Tabela 5.4 - Estatística descritiva dos parâmetros monitorados nos decantadores para a água com turbidez $10 \pm 0,5$ uT– coagulação com cloreto férrico.

Água de estudo com turbidez $10 \pm 0,5$ uT												
Coagulação com cloreto férrico												
Estatística	Decantador convencional de escoamento vertical						Decantador de alta taxa					
	pH	Vazão (L/s)	TAS ($m^3/m^2.dia$)	Turbidez (uT)	Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L	pH	Vazão (L/s)	TAS ($m^3/m^2.dia$)	Turbidez (uT)	Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
Nº de dados	7	19	19	19	6	6	7	19	19	19	6	6
Média	7,46	0,075	20,7	1,24	142	39	7,41	0,051	82,2	3,92	165	33
Mediana	7,50	0,075	20,8	1,03	133	28	7,40	0,051	82,2	3,66	88	33
Desvio Padrão	0,05	0,001	0,1	0,64	124	26	0,09	0,001	0,9	0,73	197	15
Coefic. de variação	0,01	0,007	0,01	0,52	0,87	0,67	0,01	0,010	0,01	0,19	1,19	0,45
Mínimo	7,40	0,074	20,5	0,60	10	15	7,30	0,050	81,4	3,33	25	15
Máximo	7,50	0,075	20,8	2,98	370	75	7,50	0,051	83,0	6,43	555	55
10%	7,40	0,074	20,5	0,62	35	18	7,30	0,050	81,4	3,44	45	18
25%	7,40	0,074	20,5	0,79	78	21	7,35	0,050	81,4	3,54	69	23
50%	7,50	0,075	20,8	1,03	133	28	7,40	0,051	82,2	3,66	88	33
75%	7,50	0,075	20,8	1,51	143	60	7,50	0,051	83,0	4,06	151	43
90%	7,50	0,075	20,8	2,12	258	73	7,50	0,051	83,0	4,49	363	50

Para a coagulação da água tipo I com sulfato de alumínio (Tabela 5.3), observa-se que o decantador convencional de escoamento vertical apresentou melhor remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, produzindo efluentes com concentração média de 28 oocistos/L. O decantador de alta taxa apresentou concentração média igual a 92 oocistos/L. Entretanto, a concentração de microesferas/L no efluente de ambos decantadores mostrou-se alta, com valores iguais a 1226 microesferas/L (decantador convencional de escoamento vertical) e 818 microesferas/L (decantador de alta taxa).

Quanto à turbidez no efluente dos decantadores, observou-se que ocorreu redução dos valores ao longo do tempo de monitoramento. A amplitude de variação apresentada para o decantador convencional de escoamento vertical foi de 2,56 uT a 7,0 uT. No efluente do decantador de alta taxa a amplitude foi de 2,79 uT a 6,09 uT.

O coeficiente de variação expressa um número adimensional, fornecendo uma indicação da magnitude do desvio padrão (DP) em termos da magnitude da média. Portanto, para o decantador convencional de escoamento vertical, o DP foi 31% da média para turbidez e para concentração de oocistos/L. Para a concentração de microesferas, observa-se que houve o DP foi de 70%, indicando uma grande variabilidade das amostras.

Para o decantador de alta taxa a variabilidade do DP com relação à média foi menor, exceto para a concentração de oocistos que foi de 53%, demonstrando, assim que, a variação dos dados coletados foi menor.

Pelos resultados obtidos com a coagulação da água tipo I com cloreto férrico, observa-se que o decantador de alta taxa apresentou melhor remoção de oocistos de *Cryptosporidium* (concentração média igual a 33 oocistos/L) que o decantador convencional de escoamento vertical (concentração média igual a 39 oocistos/L). Porém, para a concentração de microesferas/L, no efluente decantado, os valores foram: 142 microesferas/L (decantador convencional de escoamento vertical) e 165 microesferas/L (decantador de alta taxa).

Em termos de turbidez remanescente nos decantadores, observou-se que ocorreu redução ao longo do tempo de monitoramento apresentando valor máximo de 2,98 uT e mínimo de 0,60 uT no efluente do decantador convencional e valor máximo de 6,43 uT e mínimo de 3,33 uT no efluente do decantador de alta taxa.

Observou-se que os dados coletados no decantador convencional de escoamento vertical apresentaram grande variabilidade com DP superior a 50% da média para todos os parâmetros analisados. Para o decantador de alta taxa, o desvio padrão foi de 19% da média para turbidez remanescente e de 45% da média para concentração de oocistos/L. Ressalta-se que para microesferas/L, o desvio padrão se distanciou muito da média obtida, demonstrando que ocorreu uma grande variação nas concentrações das amostras coletadas.

Analisando, preliminarmente, a água de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT, verifica-se que a média difere pouco da mediana em todos os parâmetros analisados – turbidez, microesferas e oocistos de *Cryptosporidium* – no efluente dos decantadores. No entanto, no ensaio em que se utilizou cloreto férrico observou-se, aparentemente, melhor eficiência de remoção dos parâmetros monitorados. Estudos estatísticos foram realizados para avaliar se há diferenças significativas entre os decantadores e entre os coagulantes na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*, conforme mostrado no item 5.5.

Para as águas com turbidez 100 ± 5 uT os resultados estão apresentados na Tabela 5.5 e Tabela 5.6

Tabela 5.5 – Estatística descritiva dos parâmetros monitorados nos decantadores para a água com turbidez 100 ± 5 uT– coagulação com sulfato de alumínio.

Água de estudo com turbidez 100 ± 5 uT												
Coagulação com sulfato de alumínio												
Estatística	Decantador convencional de escoamento vertical						Decantador de alta taxa					
	pH	Vazão (L/s)	TAS ($m^3/m^2.dia$)	Turbidez (uT)	Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L	pH	Vazão (L/s)	TAS ($m^3/m^2.dia$)	Turbidez (uT)	Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
Nº de dados	7	19	19	19	6	6	7	19	19	19	6	6
Média	6,83	0,074	20,5	3,52	924	49	6,77	0,050	81,5	3,19	60	103
Mediana	6,80	0,074	20,5	3,02	810	53	6,80	0,050	81,4	3,00	65	115
Desvio Padrão	0,05	0,001	0,2	1,38	643	16	0,05	0,001	0,9	0,66	31	45
Coefic. de variação	0,01	0,012	0,01	0,39	0,70	0,33	0,01	0,011	0,01	0,21	0,53	0,44
Mínimo	6,80	0,072	20,0	2,37	205	30	6,70	0,049	79,7	2,41	15	20
Máximo	6,90	0,075	20,8	7,07	2085	70	6,80	0,051	83,0	5,19	105	150
10%	6,80	0,073	20,2	2,38	380	30	6,70	0,050	81,2	2,56	25	55
25%	6,80	0,074	20,5	2,41	596	35	6,75	0,050	81,4	2,85	41	95
50%	6,80	0,074	20,5	3,02	810	53	6,80	0,050	81,4	3,00	65	115
75%	6,85	0,074	20,5	3,89	1035	59	6,80	0,050	81,4	3,44	73	124
90%	6,90	0,075	20,8	5,75	1583	65	6,80	0,051	83,0	3,78	90	138

Tabela 5.6 - Estatística descritiva dos parâmetros monitorados nos decantadores para a água com turbidez 100 ± 5 uT– coagulação com cloreto férrico.

Água de estudo com turbidez 100 ± 5 uT												
Coagulação com cloreto férrico												
Estatística	Decantador convencional de escoamento vertical						Decantador de alta taxa					
	pH	Vazão (L/s)	TAS ($m^3/m^2.dia$)	Turbidez (uT)	Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L	pH	Vazão (L/s)	TAS ($m^3/m^2.dia$)	Turbidez (uT)	Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
Nº de dados	7	19	19	19	6	6	7	19	19	19	6	6
Média	6,86	0,077	21,4	4,93	127	20	6,88	0,052	84,8	3,92	118	18
Mediana	6,90	0,077	21,3	3,71	118	18	6,90	0,052	84,6	3,66	100	18
Desvio Padrão	0,09	0,001	0,3	2,36	68	9	0,07	0,001	1,4	0,73	58	9
Coefic. de variação	0,01	0,013	0,01	0,48	0,53	0,45	0,01	0,017	0,02	0,19	0,49	0,51
Mínimo	6,70	0,076	21,1	3,25	40	10	6,80	0,051	83,0	3,33	80	10
Máximo	7,00	0,079	21,9	11,60	235	35	7,00	0,053	86,2	6,43	235	35
10%	6,76	0,076	21,1	3,29	65	13	6,80	0,051	83,0	3,44	85	10
25%	6,83	0,076	21,1	3,43	91	15	6,83	0,051	83,4	3,54	93	11
50%	6,90	0,077	21,3	3,71	118	18	6,90	0,052	84,6	3,66	100	18
75%	6,90	0,078	21,5	5,69	155	24	6,90	0,053	86,2	4,06	104	20
90%	6,94	0,078	21,6	7,49	198	30	6,94	0,053	86,2	4,49	170	28

Pelos resultados obtidos na coagulação da água tipo II com sulfato de alumínio (Tabela 5.5), observa-se que o decantador convencional de escoamento vertical apresentou melhor remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e comparado ao decantador de alta taxa. Porém, as concentrações de microesferas/L no efluente do decantador convencional apresentaram-se altas com valores iguais a 924 microesferas/L.

Em termos de turbidez remanescente nos decantadores, observou-se que ocorreu redução ao longo do tempo de monitoramento com valor máximo de 7,07 uT e mínimo de 2,37 uT no efluente do decantador convencional e, valor máximo de 5,19 uT e mínimo de 2,41 uT no efluente do decantador de alta taxa.

O coeficiente de variação das amostras do decantador convencional de escoamento vertical apresentou grande variabilidade para a concentração de microesferas/L com DP igual a 70% da média. Para o decantador de alta taxa, a variabilidade foi menor com DP inferior a 60% da média para todos os parâmetros analisados.

Pelos resultados obtidos com a coagulação da água tipo II com cloreto férrico, observa-se que os decantadores apresentaram a mesma remoção de oocistos de *Cryptosporidium* (concentração média igual a 18 oocistos/L). No entanto, as concentrações de microesferas/L nos efluentes decantados apresentaram valores iguais a 118 microesferas/L (decantador convencional de escoamento vertical) e 100 microesferas/L (decantador de alta taxa).

Com relação à turbidez remanescente nos decantadores, observou-se que ocorreu redução ao longo do tempo de monitoramento, apresentando amplitude de variação de 3,25 uT a 11,60 uT (decantador convencional de escoamento vertical) e de 3,33 uT a 6,43 uT (decantador de alta taxa).

Para o coeficiente de variação, o decantador convencional de escoamento vertical apresentou DP de 48% da média da turbidez remanescente, DP de 45% da média da concentração de oocistos/L e DP de 53% da média da concentração de microesferas/L, enquanto para o decantador de alta taxa, o DP é 19% da média da turbidez remanescente, 51% da média da concentração de oocistos/L e de 49% da média da concentração de microesferas/L.

Resumidamente, no tratamento das águas tipo II, observou-se que a média difere da mediana para todos os parâmetros analisados dos decantadores. Ressalta-se que, assim como no

tratamento da água de estudo tipo I, o cloreto férrico apresentou, aparentemente, ser mais eficiente na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*.

Apesar dos resultados das estatísticas descritivas possibilitarem a avaliação dos tratamentos realizados, em termos de estabilidade, estas não são suficientes para concluir com solidez as análises fomentadas no trabalho:

- Avaliar, comparativamente, a eficiência dos dois decantadores na remoção de turbidez, de oocistos de *Cryptosporidium* e de microesferas;
- Avaliar, comparativamente, a eficiência dos coagulantes utilizados no processo de coagulação das águas de estudo;
- Avaliar, comparativamente, a remoção dos indicadores físicos com a remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*.

Assim, no próximo item serão apresentados os testes não-paramétricos utilizados para analisar os resultados obtidos nos experimentos feitos na instalação-piloto. Ressalta-se que, não dependem do conhecimento da distribuição da variável na população. Os testes foram utilizados para comparar as distribuições dos parâmetros quanto à locação, à variabilidade e ainda para avaliar a correlação entre variáveis.

5.5 Aplicação de testes estatísticos para análise dos dados

5.5.1 Desempenho dos decantadores na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*, em função do tipo de coagulante.

Para analisar o desempenho dos decantadores, em função dos coagulantes aplicados no tratamento das águas de estudo, utilizou-se o *software* STATISTICA 6.1 (StatSoft, Inc., 2003).

No tratamento dos dois tipos de água de estudo foram realizadas duas carreiras, uma com aplicação de sulfato de alumínio e outra com cloreto férrico, no processo de coagulação. As águas foram distribuídas simultaneamente nos decantadores e as amostras foram coletadas na saída dos mesmos. O fluxograma apresentado anteriormente na Figura 4.14 sobre a metodologia adotada na coleta de amostras foi simplificado conforme mostrado na Figura 5.9.

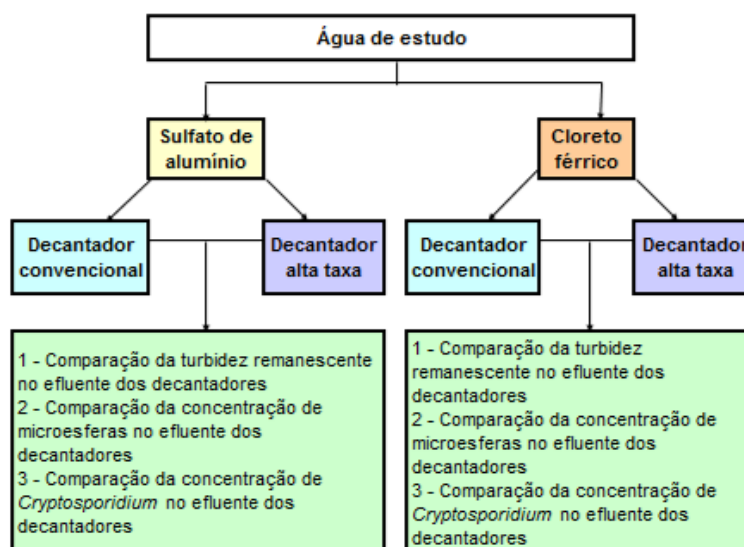


Figura 5.9 – Fluxograma simplificado da análise estatística adotada para avaliar o desempenho dos decantadores, em função do tipo de coagulante, no tratamento das águas de estudo.

Como observado no fluxograma, as amostras foram coletadas, simultaneamente, nos dois decantadores, de modo que houve homogeneidade dos elementos que poderiam influenciar no tratamento da água. Desta forma, aplicou-se a técnica de pareamento com a utilização do “teste T de *Wilcoxon*”.

5.5.1.1 Avaliação dos indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente dos decantadores, em função do tipo de coagulante – águas com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT

Para água de estudo com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT, o teste T de *Wilcoxon* possibilitou avaliar se houve diferença significativa no desempenho dos decantadores convencional de escoamento vertical (DC) e de alta taxa (AT), na remoção de turbidez, microesferas e oocistos de *Cryptosporidium* das águas de estudo. Na análise estatística foi adotado um nível de significância (α) igual a 5%. Na Figura 5.10 estão apresentados os gráficos “Box-plot” com valores dos quartis 25%, 50% e 75% e os valores de máximo e mínimo de turbidez e microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium*. Os resultados da probabilidade dos dados foram indicados abaixo de cada gráfico.

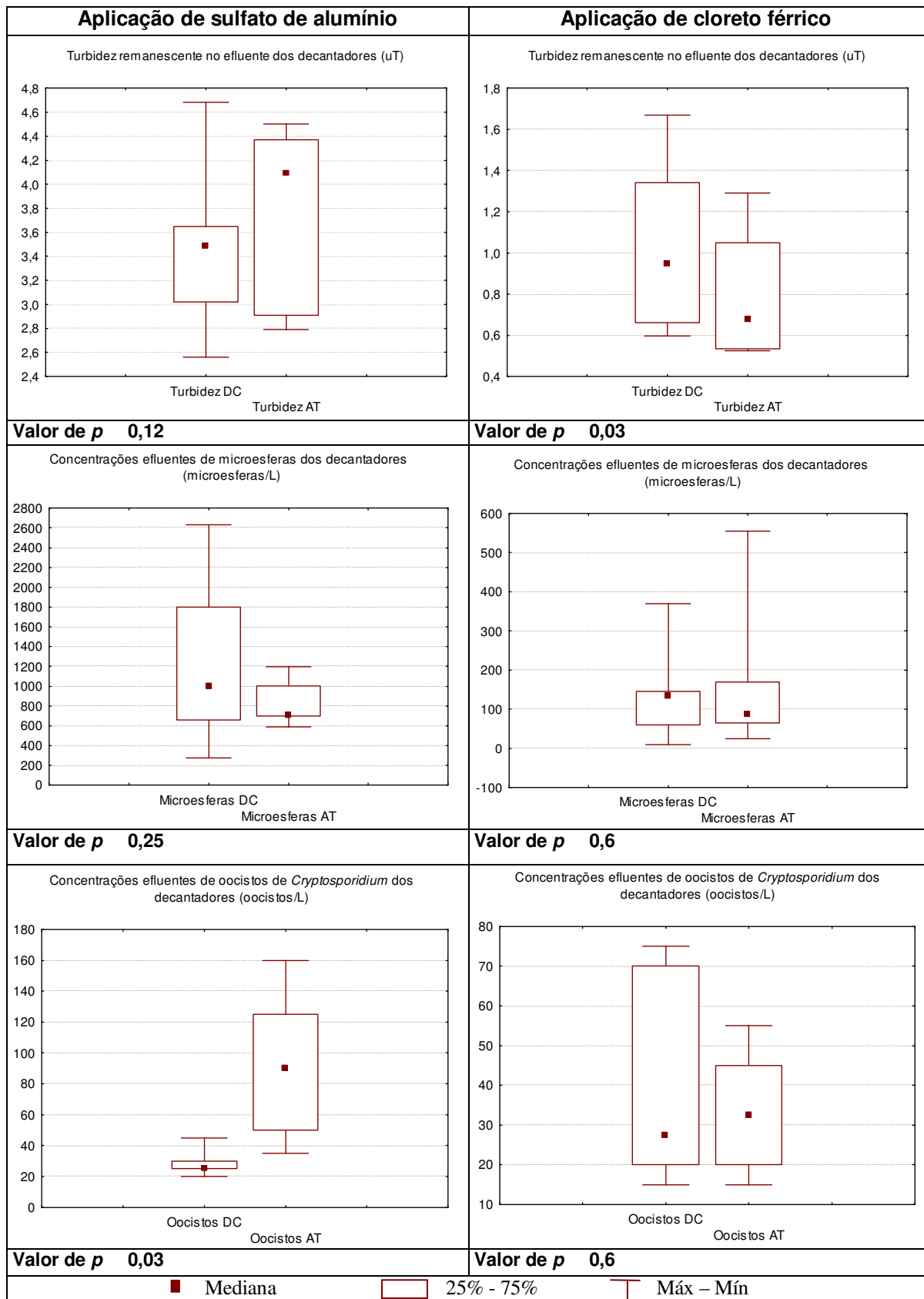


Figura 5.10 – Concentração de indicadores físicos e de oocistos nos efluentes dos decantadores – Água de estudo com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT.

O teste estatístico indicou que, no ensaio em que foi utilizado sulfato de alumínio, os decantadores não apresentaram diferenças significativas na remoção de turbidez ($p=0,12$) e de microesferas ($p=0,25$) da água bruta. Contudo, para remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, observou-se que o desempenho do decantador convencional de escoamento vertical é maior ($p=0,03$). Quanto aos resultados obtidos, observa-se que 75% das amostras apresentaram concentrações inferiores a 29 oocistos/L, no efluente decantado do decantador convencional de escoamento vertical, e concentrações inferiores a 123 oocistos/L no efluente do decantador de alta taxa.

No tratamento da água de estudo feito com cloreto férrico observou-se que o decantador convencional apresentou desempenho inferior na remoção de turbidez ($p=0,03$). Entretanto, na remoção de microesferas e de oocistos, em termos de concentrações efluentes, os decantadores não apresentaram desempenho diferenciado ($p=0,06$).

Sendo assim, considerando o pequeno número de amostras, pode-se concluir que no tratamento da água tipo I não houve diferença estatística significativa entre o desempenho dos decantadores na remoção de microesferas. Com relação à qualidade da água decantada, ressalta-se que o cloreto férrico apresentou melhores resultados de remoção dos parâmetros monitorados.

5.5.1.2 Avaliação dos indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente dos decantadores, em função do tipo de coagulante – águas com turbidez igual a 100 ± 5 uT

O fluxograma apresentado na Figura 5.9 também foi utilizado para análise das amostras coletadas da água com turbidez inicial igual a 100 ± 5 uT, bem como o teste *T de Wilcoxon* para avaliar se houve diferença no desempenho dos decantadores convencional de escoamento vertical (DC) e de alta taxa (AT), na remoção dos parâmetros monitorados na água de estudo. Na análise estatística foi adotado nível de significância (α) igual a 5% e os resultados obtidos no teste estão apresentados abaixo de cada gráfico.

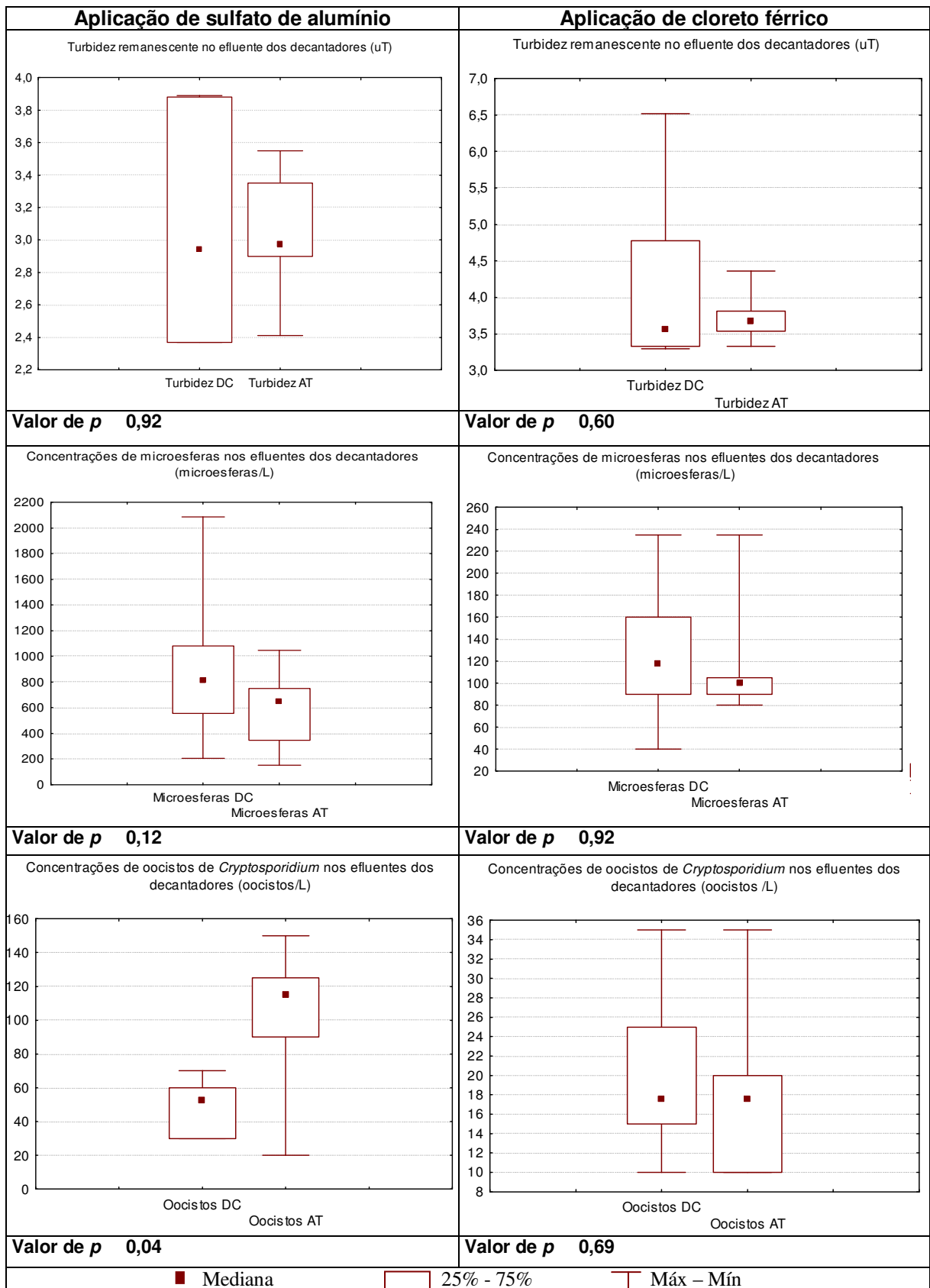


Figura 5.11 – Concentração de indicadores físicos e de oocistos nos efluentes dos decantadores – Água de estudo com turbidez inicial de 100 ± 5 uT.

Na Figura 5.11 percebe-se que o comportamento dos decantadores foram semelhantes para remover turbidez e microesferas na carreira de tratamento da água de estudo que utilizou sulfato de alumínio, ou seja, o teste forneceu $p > 0,05$. Para oocistos de *Cryptosporidium*, as concentrações efluentes indicaram que houve diferença estatística significativa ($p = 0,04$). Observa-se que o decantador convencional de escoamento vertical apresentou melhor desempenho, com 75% das amostras apresentando concentrações efluentes inferiores a 59 oocistos/L.

Na carreira em que foi utilizado cloreto férrico no processo de coagulação, os decantadores não apresentaram desempenhos diferenciados na remoção de turbidez, microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* e que neste experimento obteve-se os melhores resultados de remoção dos parâmetros monitorados.

Considerado as informações das análises estatísticas realizadas para avaliar o desempenho dos decantadores, em função dos coagulantes aplicados no processo de coagulação, e o pequeno número de amostras coletadas ($n = 6$), conclui-se que não houve diferença estatística significativa entre o desempenho dos decantadores na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*. Contudo, os resultados indicaram que o cloreto férrico apresentou melhor remoção dos parâmetros. O próximo item avaliará se há diferença estatística entre a eficiência dos coagulantes na remoção dos mesmos.

5.5.2 Eficiência dos coagulantes na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*

Nas carreiras de tratamento das águas de estudo foram empregados dois tipos de coagulantes – sulfato de alumínio e cloreto férrico. Para avaliar a eficiência dos coagulantes na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*, foram analisadas as amostras coletadas nos decantadores. Ressalta-se que as amostras foram coletadas independentemente. O teste estatístico empregado para avaliar diferenças entre grupos foi o “teste de Mann e Whitney (*Mann-Whitney U Test*)”.

Durante os experimentos, as amostras foram coletadas simultaneamente na saída dos decantadores. O fluxograma apresentado na metodologia (Figura 4.15) mostra como as

amostras independentes das águas de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT e de 100 ± 5 uT foram coletadas. Este fluxograma foi simplificado conforme mostrado na Figura 5.12.

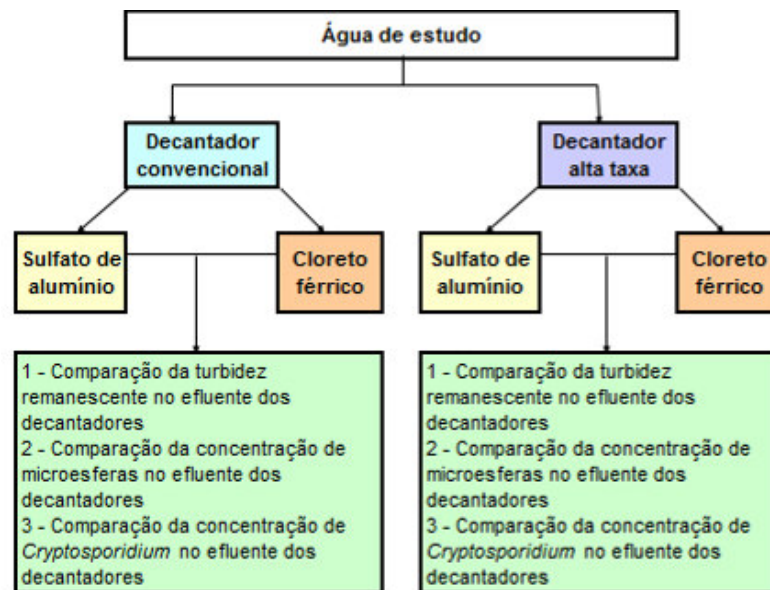


Figura 5.12 – Fluxograma simplificado adotado para avaliar a eficiência dos coagulantes aplicados no tratamento das águas de estudo.

5.5.2.1 Eficiência dos coagulantes na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento das águas com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT

Para água de estudo com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT, o teste *Mann-Whitney* avaliou se houve diferença significativa na eficiência dos coagulantes utilizados no processo de coagulação dos ensaios. Para cada decantador foram avaliadas os valores de turbidez e as concentrações de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente dos mesmos. Na análise estatística foi adotado um nível de significância (α) igual a 5%.

Na Figura 5.13 foram apresentados os gráficos “Box-plot” com valores dos quartis 25%, 50% e 75% e valores de máximo e mínimo dos parâmetros monitorados, nas duas carreiras de decantação. Os resultados do teste foram indicados abaixo de cada gráfico.

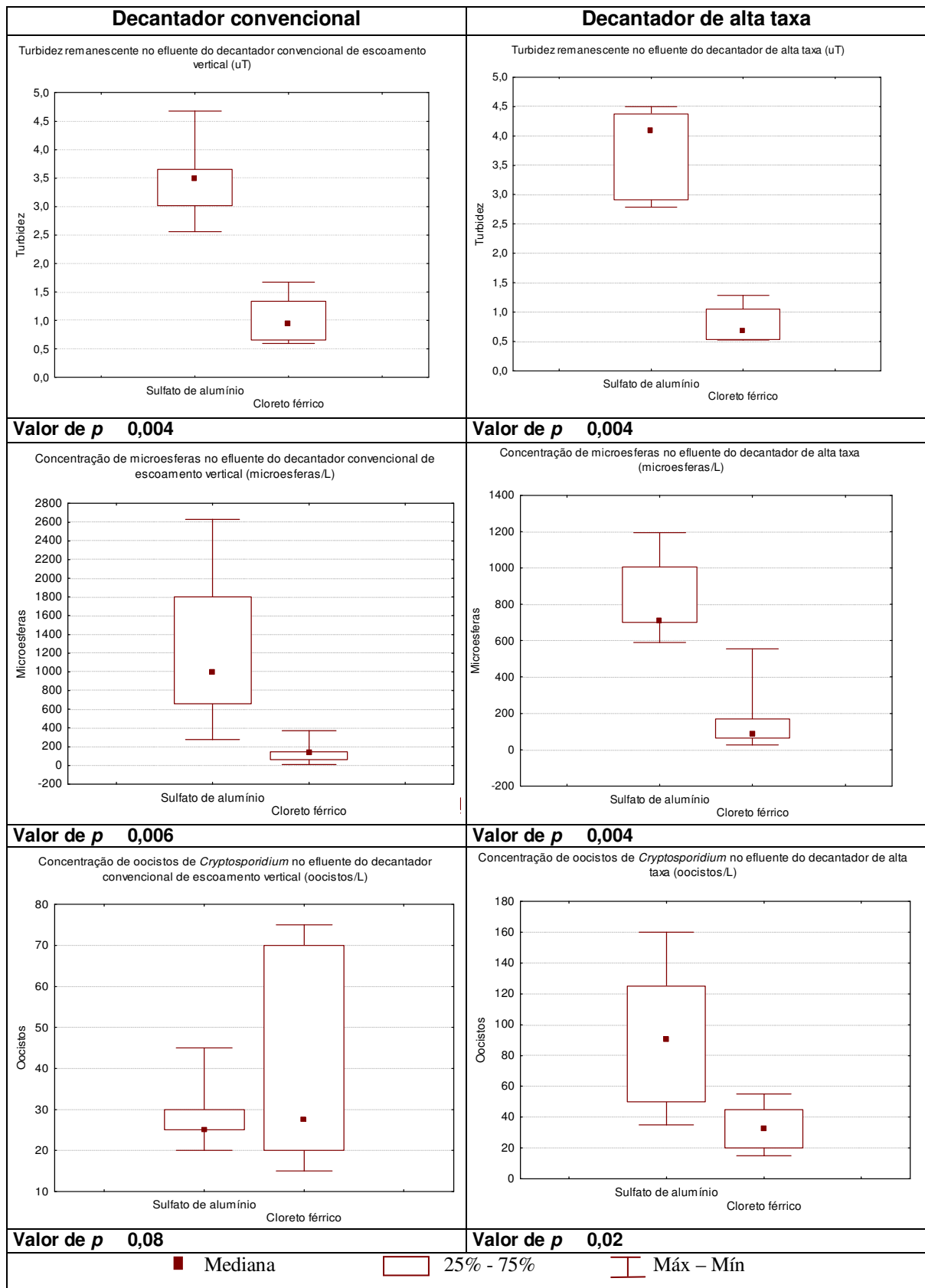


Figura 5.13 – Concentração de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium* nos efluentes dos decantadores, em função do tipo de coagulante – Água com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT.

Na avaliação feita para os decantadores, o teste estatístico indicou que houve grande diferença estatística entre as eficiências dos coagulantes analisados, em termos de turbidez remanescente ($p=0,004$) e de concentração de microesferas ($p=0,006$ – decantador convencional e $p=0,004$ decantador de alta taxa) na água decantada. Pelos gráficos, observa-se que o cloreto férrico apresentou melhor eficiência na remoção dos indicadores físicos. Quanto à remoção de oocistos, observa-se que ambos coagulantes apresentaram desempenhos semelhantes ($p=0,08$). Sendo assim, o tipo de coagulante parece influenciar no processo de tratamento para remoção de indicadores físicos.

5.5.2.2 Eficiência dos coagulantes na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento das águas com turbidez igual a 100 ± 5 uT

Assim como na análise anterior, a eficiência dos coagulantes no tratamento da água de estudo com turbidez igual a 100 ± 5 uT foi feita utilizando-se o *teste Mann-Whitney*. Na análise estatística foi adotado um nível de significância (α) igual a 5% e intervalo de confiança de 95%. Os gráficos “Box-plot” estão apresentados na Figura 5.14 e os resultados do teste estatístico estão indicados abaixo de cada gráfico.

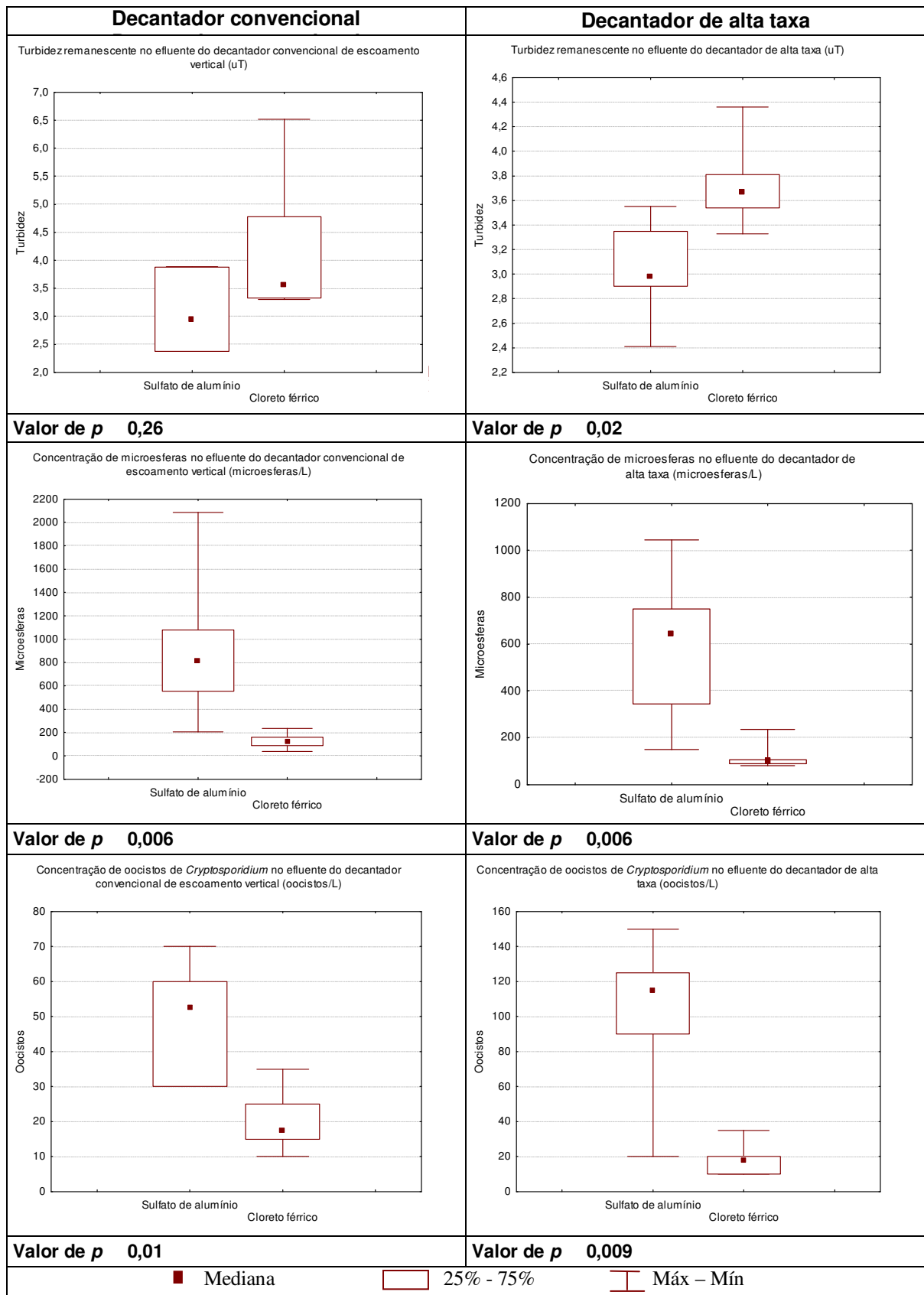


Figura 5.14 – Concentração de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium* nos efluentes dos decantadores, em função do tipo de coagulante – Água com turbidez inicial de 100 ± 5 uT.

O teste estatístico adotado para avaliar os experimentos nos decantadores indicaram grande diferença estatística entre os desempenhos dos coagulantes analisados. Os valores do teste parecem indicar que o tipo de coagulante influencia na remoção de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium*. Em termos de turbidez remanescente, ambos coagulantes tiveram desempenhos semelhantes.

Observa-se que o cloreto férrico possibilitou aumentar o desempenho do decantador de alta taxa, uma vez que as concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* foram inferiores as do decantador convencional.

Quanto à turbidez remanescente, o sulfato de alumínio apresentou melhor eficiência no tratamento da água tipo II, principalmente no decantador de alta taxa, em que se observou diferença estatística significativa entre os coagulantes ($p=0,02$). Esse resultado indicando bom desempenho do sulfato de alumínio no tratamento da água pode ter sido influenciado pelo pequeno número de amostras.

5.5.3 Comparação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* entre os dois tipos água

A avaliação feita para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* das águas de estudo com características distintas, em termos de turbidez, teve como objetivo indicar se é possível relacionar a eficiência de remoção de turbidez com a eficiência de remoção dos oocistos.

Para comparar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* com a remoção da turbidez foram analisados os resultados obtidos nas duas carreiras com sulfato de alumínio e com cloreto férrico, de cada decantador. Para os dois tipos de água de estudo (turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT e turbidez próxima a 100 ± 5 uT) foram coletadas amostras em experimentos independentes.

Na análise estatística empregou-se o “teste de Mann e Whitney (*Mann-Whitney U Test*)”. O fluxograma mostrado na Figura 4.16 informa como foram coletadas as amostras. Esse fluxograma foi simplificado conforme mostrado na Figura 5.15.

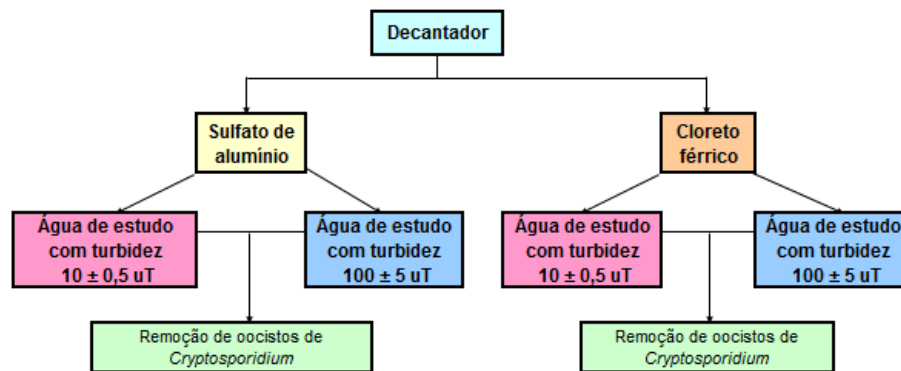


Figura 5.15 – Fluxograma simplificado adotado para avaliar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em função da turbidez das águas de estudo.

5.5.3.1 Avaliação do decantador convencional de escoamento vertical na remoção oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento das águas de estudo

Na análise do desempenho do decantador convencional de escoamento vertical foram realizados dois experimentos de decantação, uma para cada tipo de água. Na Figura 5.16 estão apresentados os valores das concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* das amostras coletadas, mostrando a distribuição dos dados.

Na análise estatística foi adotado um nível de significância (α) igual a 5%. Os gráficos “Box-plot” apresentados informam os valores dos quartis 25%, 50% e 75% e os valores de máximo e mínimo dos oocistos, nas duas carreiras de tratamento. Os resultados dos níveis de significância estão indicados abaixo de cada gráfico.

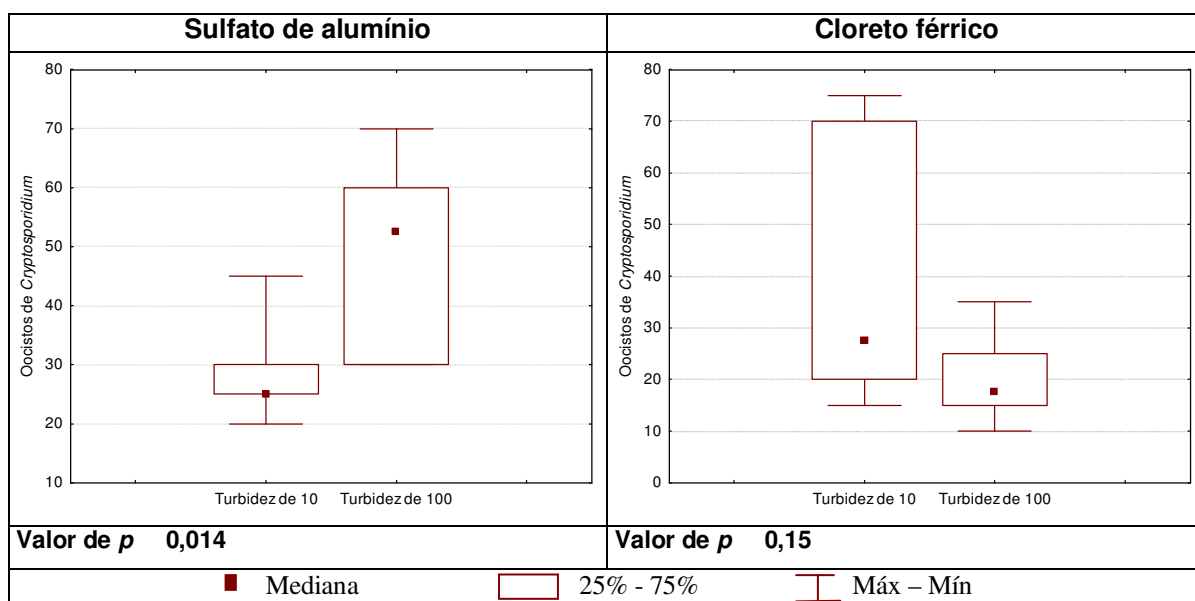


Figura 5.16 – Concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* nos efluentes do decantador convencional de escoamento vertical obtidas nos dois tipos de água.

Nos ensaios com sulfato de alumínio, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi significativamente superior nas águas com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT. Nos experimentos com água com turbidez igual a 100 ± 5 uT, o cloreto férrico apresentou melhor eficiência na remoção dos mesmos.

Nos experimentos em que se empregou sulfato de alumínio no processo de tratamento, houve diferença estatística significativa entre as concentrações nos efluentes do decantador convencional de escoamento vertical ($p = 0,014$). Sendo assim, supõe-se que a turbidez da água de estudo influencia na remoção de oocistos. Ressalta-se que era esperado que a água com turbidez mais elevada apresentasse melhor remoção, uma vez que nesse tipo de água os flocos formados, com dimensões maiores, possibilitam um maior arraste de partículas suspensas.

5.5.3.2 Avaliação do decantador de alta taxa na remoção oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento das águas de estudo

Na análise do desempenho do decantador de alta taxa foram realizados dois experimentos, uma para cada tipo de água de estudo. Na Figura 5.17 estão apresentados os valores das concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* na água decantada. Os resultados dos níveis de significância estão indicados abaixo de cada gráfico.

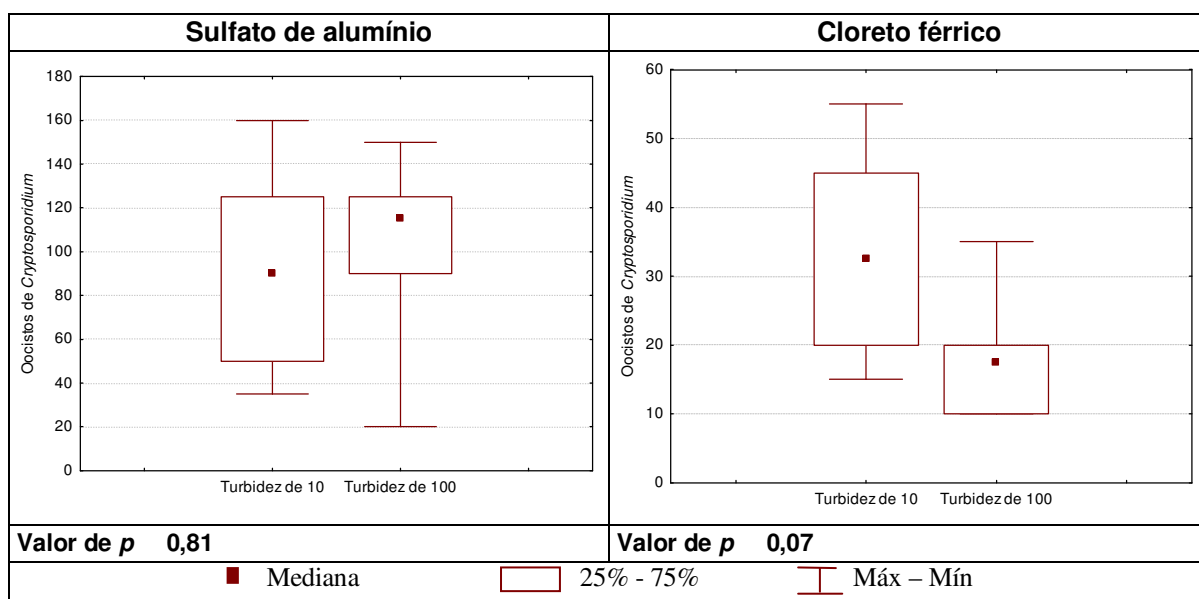


Figura 5.17 – Concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* nos efluentes do decantador de alta taxa obtidas nos dois tipos de água.

Os ensaios que utilizaram sulfato de alumínio ou cloreto férrico, no processo de coagulação, não apresentaram diferenças estatísticas significativas na remoção de oocistos nos dois tipos de água ensaiadas no decantador de alta taxa. Sendo assim, supõe-se que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* não é influenciada pela turbidez da água estudada. Entretanto, observa-se que nos experimentos realizados no decantador de alta taxa, que empregou-se sulfato de alumínio, os dados apresentaram maior estabilidade ($p=0,81$).

5.5.4 Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* das águas de estudo

Um dos objetivos desse estudo era avaliar se as microesferas se comportavam como oocistos de *Cryptosporidium* e, se fosse comprovado, poderiam ser empregadas nos estudos de tratabilidade de água, visando otimizar as condições operacionais para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Para comparar a remoção de microesferas com a remoção de oocistos foram analisados os resultados obtidos nos ensaios com sulfato de alumínio e com cloreto férrico, de cada decantador. Compararam-se as concentrações efluentes e foi observado se houve diferença estatística significativa entre as eficiências dos decantadores na remoção destes parâmetros.

Como as amostras foram coletadas em pares, foram consideradas pareadas, sendo aplicado o “teste *T de Wilcoxon*”. O fluxograma da Figura 4.17, mostrado anteriormente, indica como as amostras foram comparadas com relação às concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium*, em função do tipo de coagulante. Este foi simplificado conforme mostrado na Figura 5.18.

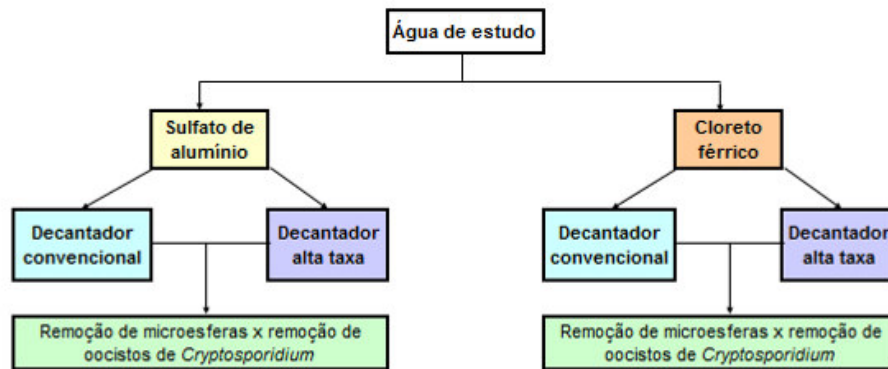


Figura 5.18 – Fluxograma simplificado adotado para comparar as concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium*, em função do tipo de coagulante, no tratamento das águas de estudo.

5.5.4.1 Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* das águas com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT coaguladas com sulfato de alumínio e com cloreto férrico

Para água de estudo com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT, foi avaliado se houve diferença estatística no desempenho dos decantadores convencional de escoamento vertical (DC) e de alta taxa (AT), na remoção de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* da água de estudo quando aplicado sulfato de alumínio no processo de coagulação. Na análise estatística foi adotado um nível de significância (α) igual a 5%. Os resultados dos níveis de significância foram indicados abaixo de cada gráfico (Figura 5.19)

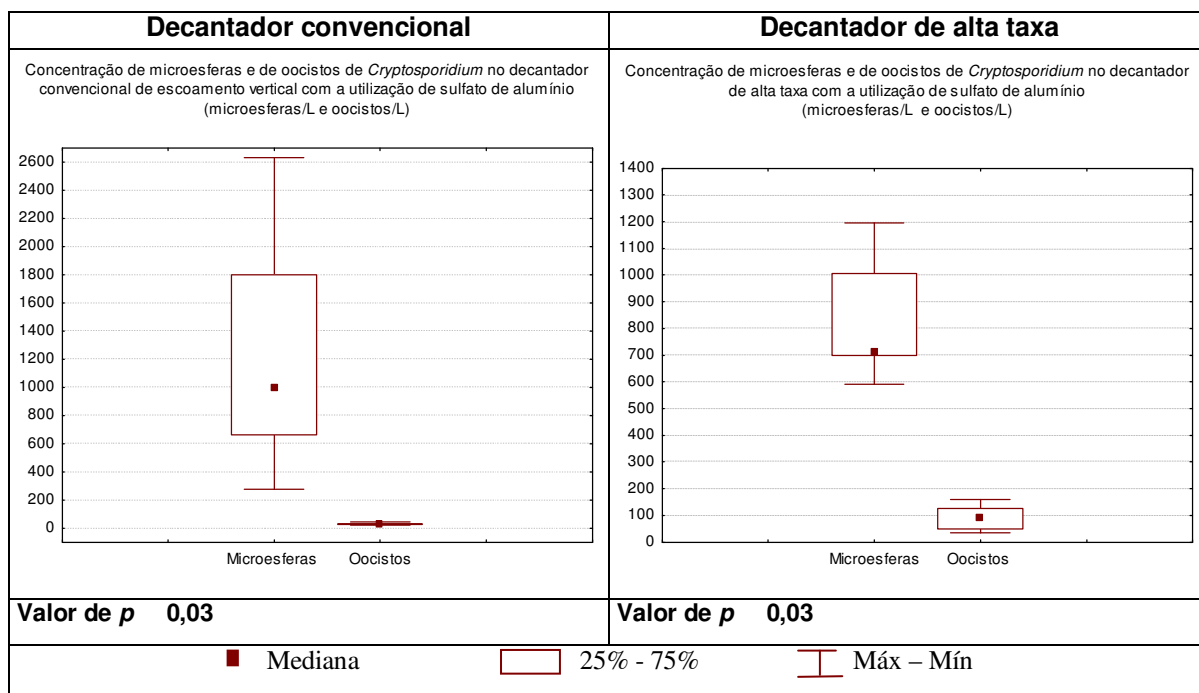


Figura 5.19 – Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* nos decantadores convencional e de alta taxa – aplicação de sulfato de alumínio no processo de coagulação da água com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT.

O teste estatístico indicou que as concentrações efluentes de microesferas e de oocistos dos decantadores das amostras coletadas apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$).

Os resultados estatísticos indicaram que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi maior e mais estável. A diferença das concentrações efluentes de oocistos, entre o quartil superior e inferior, foi menor se comparado as concentrações efluentes de microesferas. De acordo com os resultados, as amostras coletadas apresentam valores inferiores a 200 oocistos/L em ambos decantadores. Para as microesferas, 75% das amostras coletadas apresentam concentrações efluentes inferiores a 1644 microesferas/L (decantador convencional de escoamento vertical) e 931 microesferas/L (decantador de alta taxa).

Nos ensaios realizados com a utilização do cloreto férrico, foi feita a mesma análise sobre o desempenho dos decantadores convencional de escoamento vertical e de alta taxa, na remoção de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* da água de estudo (Figura 5.20).

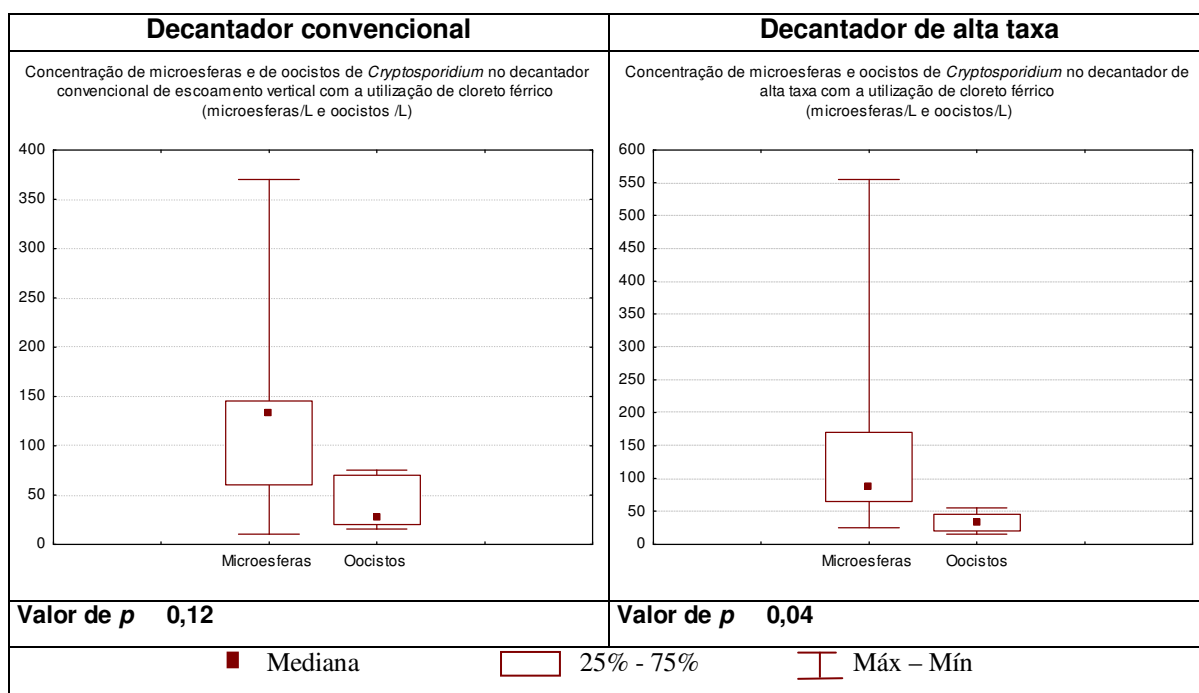


Figura 5.20 – Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* nos decantadores convencional e de alta taxa – aplicação de cloreto férrico no processo de coagulação da água com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT.

Na Figura 5.20 observa-se que o decantador convencional de escoamento vertical não apresentou diferenças estatísticas significativas nas concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* ($p = 0,12$). Desta forma, pode-se concluir que quando aplicado cloreto férrico no tratamento desse tipo de água, as remoções de microesferas são semelhantes, em termos de sedimentação, ao dos oocistos de *Cryptosporidium*.

As concentrações efluentes do decantador de alta taxa indicaram que houve diferença estatística significativa entre a remoção de microesferas e de oocistos ($p=0,04$). Observou-se que 75% das amostras apresentaram concentrações efluentes inferiores a 43 oocistos/L e a 151 microesferas/L.

Neste estudo, ressalta-se que se ocorre diferença estatística, isso indica que as microesferas não apresentam comportamento semelhante aos oocistos, no processo de clarificação da água estudada, até a etapa de sedimentação. Como a maioria dos resultados estatísticos encontrados, tanto nos experimentos que utilizou sulfato de alumínio quanto cloreto férrico, indicaram que as microesferas não apresentaram concentrações efluentes semelhantes aos oocistos, isso pode estar relacionado com as características físicas dos parâmetros analisados

nos experimentos, com o grau de recuperação da metodologia utilizada e com o pequeno número de amostras coletadas.

5.5.4.2 Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* das águas com turbidez igual a 100 ± 5 uT coaguladas com sulfato de alumínio e com cloreto férrico

Na Figura 5.21 é mostrada a variação das amostras coletadas durante o tratamento da água de estudo com a utilização de sulfato de alumínio no processo de coagulação na forma de gráficos “Box-plot”. Os resultados dos níveis de significância foram indicados abaixo de cada gráfico.

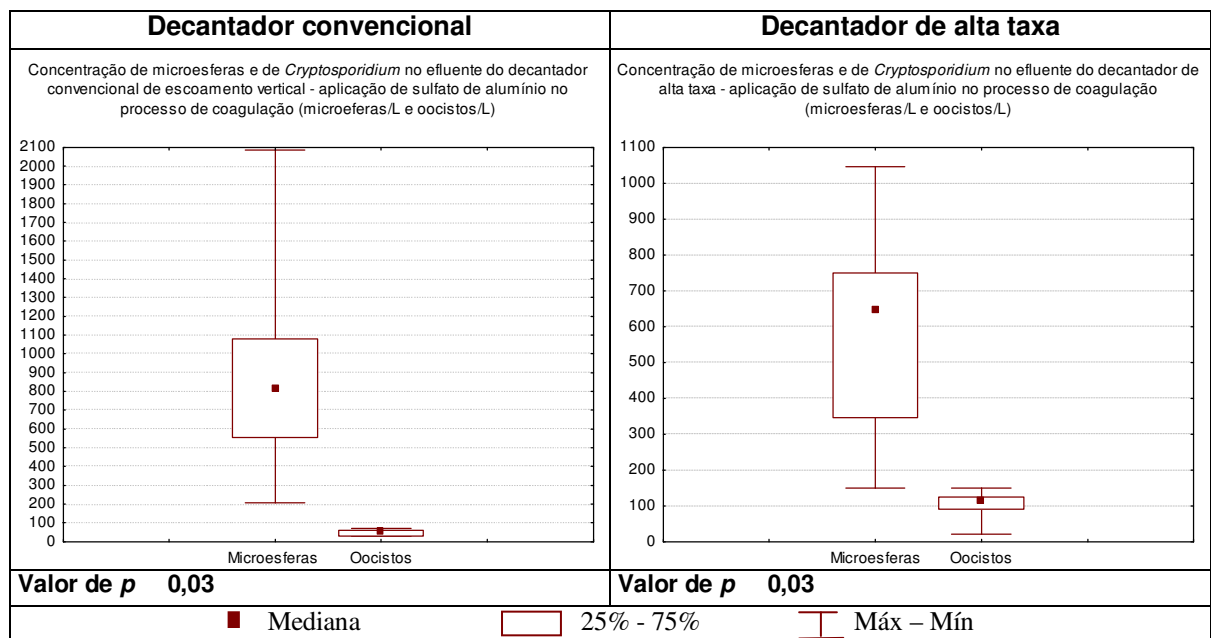


Figura 5.21 – Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* nos decantadores convencional e de alta taxa – aplicação de sulfato de alumínio no processo de coagulação da água com turbidez igual a 100 ± 5 uT.

Observou-se que, para ambos decantadores, houve diferença estatística significativa na remoção de oocistos e de microesferas ($p=0,03$). Os resultados estatísticos indicaram que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi maior e mais estável, assim como observado anteriormente no tratamento da água com menor turbidez. A diferença das concentrações efluentes de oocistos, entre o quartil superior e inferior, foi menor se comparado as concentrações efluentes de microesferas.

Para o decantador convencional de escoamento vertical, 75% das amostras coletadas apresentaram concentrações efluentes com valores inferiores a 1035 microesferas/L e a 59 oocistos/L. Para o decantador de alta taxa, 75% das amostras apresentaram concentrações inferiores a 124 oocistos/L e a 73 microesferas/L.

Para água com turbidez igual a 100 ± 5 uT coagulada com cloreto férrico, os resultados das amostras coletadas foram apresentados na Figura 5.22.

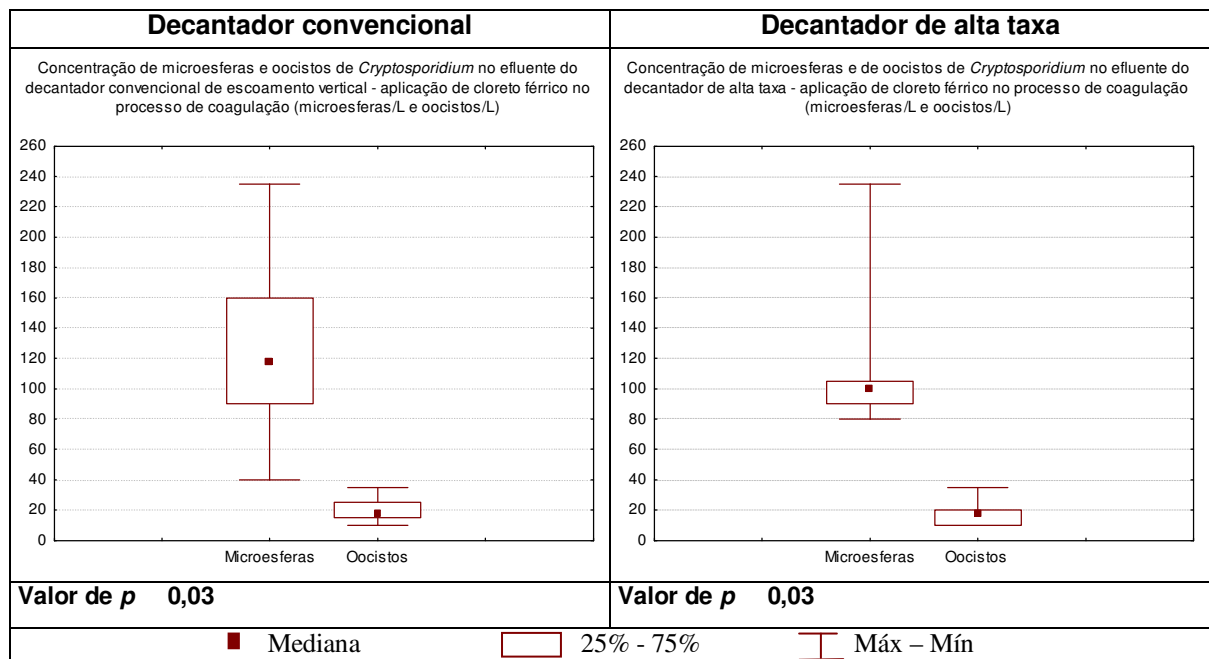


Figura 5.22 – Comparação das concentrações efluentes de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* nos decantadores convencional e de alta taxa – aplicação de cloreto férrico no processo de coagulação da água com turbidez igual a 100 ± 5 uT.

Nesses experimentos observou-se que ambos decantadores apresentaram diferença estatisticamente significativa entre as concentrações de oocistos e de microesferas ($p=0,03$). Como observado nos experimentos com sulfato de alumínio, os resultados estatísticos indicam que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi maior e mais estável, assim como observado anteriormente no tratamento da água com menor turbidez

Conclui-se que os ensaios realizados com a água tipo II coagulada com sulfato de alumínio ou com cloreto férrico, a remoção de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* não foi semelhante, em ambos decantadores. Ressalta-se que em todos os ensaios, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi maior que a remoção de microesferas. Desta forma, supõe-

se que as características físicas dos parâmetros analisados, o grau de recuperação ou o pequeno número de amostras coletadas possa ter influenciado na sedimentação dos mesmos.

5.6 Remoção de oocistos e de indicadores físicos de Cryptosporidium nos decantadores

Um dos objetivos desta pesquisa era comparar a eficiência de remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium* nos decantadores empregados na instalação-piloto. As análises feitas anteriormente foram relacionadas às concentrações efluentes de oocistos e de indicadores físicos de *Cryptosporidium*. Neste item, optou-se por analisar as unidades logarítmicas de remoção de oocistos e de indicadores físicos obtidas em cada decantador.

Os resultados foram avaliados para cada tipo de coagulante empregado. As tabelas com os resultados obtidos estão apresentadas nos anexos 9.9 a 9.12. Os resultados obtidos para os experimentos com sulfato de alumínio podem ser visualizados na Figura 5.23.

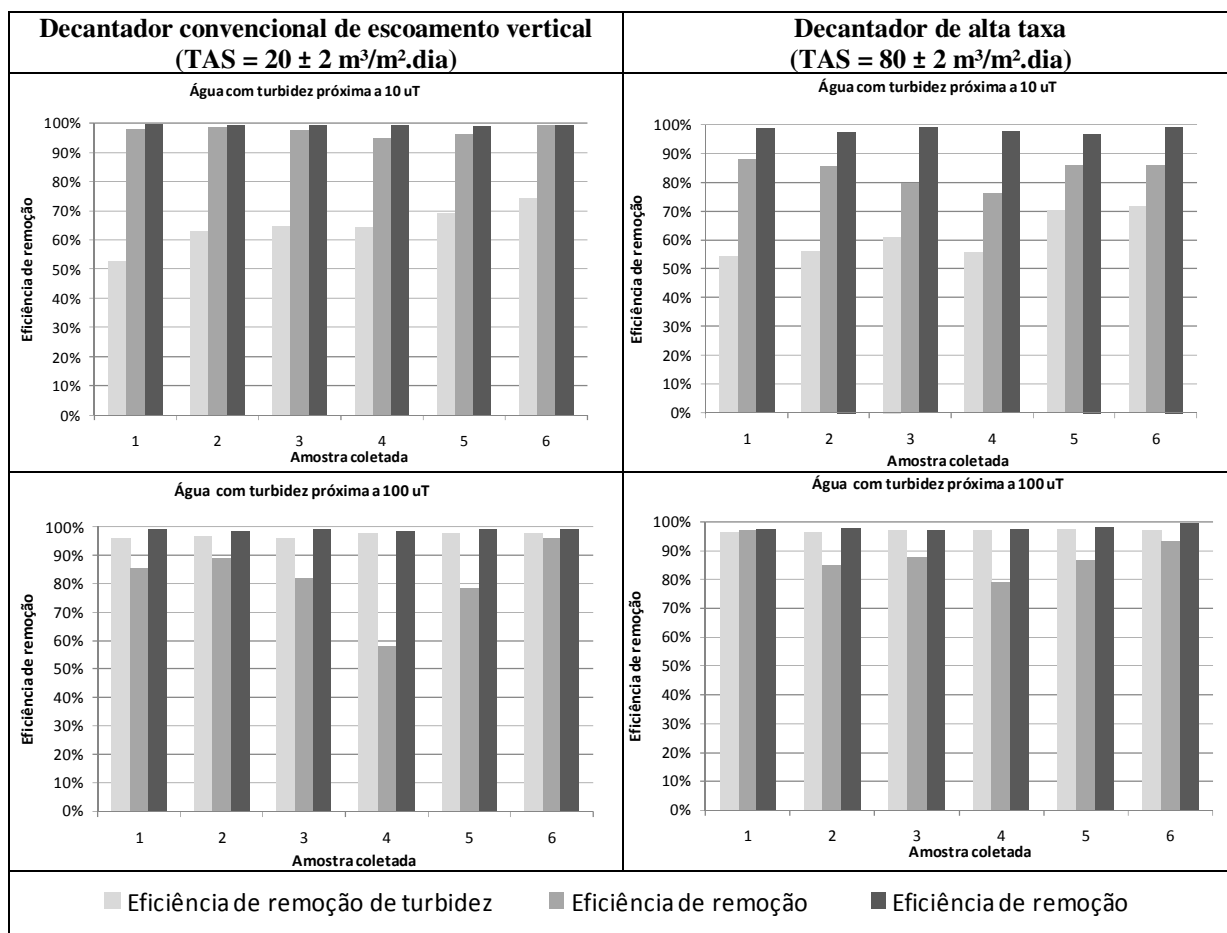


Figura 5.23 – Eficiência dos decantadores convencional de escoamento vertical e de alta taxa na remoção de oocistos e de indicadores físicos de *Cryptosporidium* – coagulação com sulfato de alumínio.

No tratamento da água com turbidez de $10 \pm 0,5 \text{ uT}$ a eficiência decantador convencional de escoamento vertical foi superior a do decantador de alta taxa, para todos os parâmetros analisados. As eficiências médias obtidas no decantador convencional foram de: 64,8% para turbidez, 97,6% para microesferas e 99,4% para oocistos. Para o decantador de alta taxa, as médias de eficiências obtidas foram: 61,7% para turbidez, 83,7% para microesferas e 98,2% para oocistos.

As análises da água com turbidez de $100 \pm 5 \text{ uT}$ indicaram que o decantador de alta taxa apresentou melhor eficiência de remoção. As eficiências médias obtidas para este decantador foram: 97,0% para turbidez, 88,1% para microesferas e 97,9% para oocistos. Para o decantador convencional de escoamento vertical, as eficiências médias de remoção obtidas foram: 97,0% para turbidez, 81,5% para microesferas e 99,1% para oocistos.

Ressalta-se que para água tipo II os decantadores tenham apresentado melhor remoção para os parâmetros analisados devido a maior facilidade de remover partículas em águas mais turvas, além de ter operado como uma camada de manto de lodo, facilitando a formação de flocos e sua retenção no fundo do mesmo.

Para as águas de estudo com turbidez $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT, foram realizadas dois experimentos, nos quais empregou-se cloreto férrico no processo de coagulação. Os resultados obtidos nas análises das amostras podem ser visualizados na Figura 5.24.

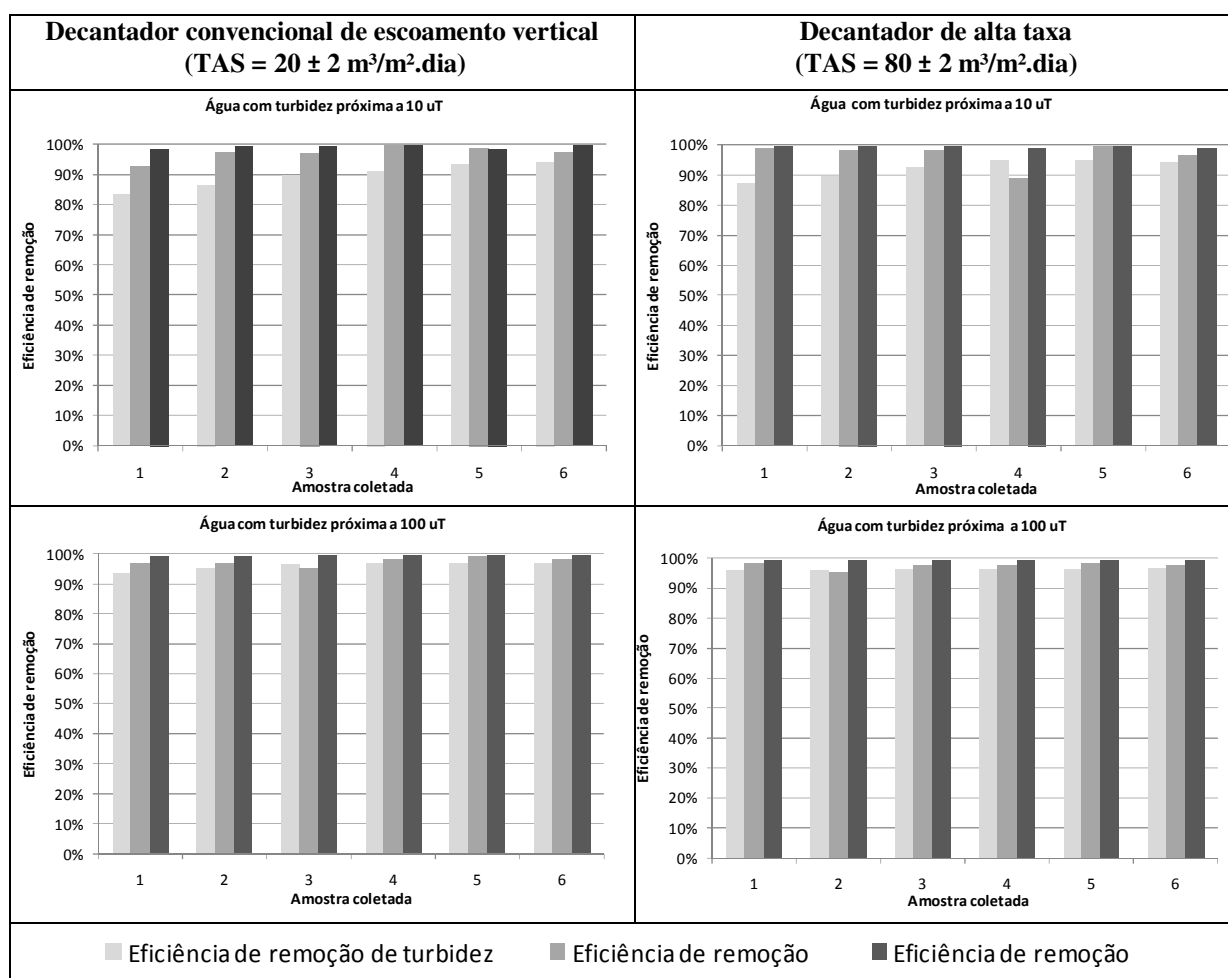


Figura 5.24 – Eficiência dos decantadores convencional de escoamento vertical e de alta taxa na remoção de oocistos e de indicadores físicos de *Cryptosporidium* – coagulação com cloreto férrico.

No tratamento da água de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT a eficiência do decantador convencional de escoamento vertical foi superior a do decantador de alta taxa na remoção de dos parâmetros analisados, exceto para oocistos de *Cryptosporidium*. As eficiências médias obtidas para o decantador convencional foram de: 89,8% para turbidez, 97,2% para

microesferas e 99,2% para oocistos. Para o decantador de alta taxa, as eficiências médias obtidas foram: 92,1% para turbidez, 96,7% para microesferas e 99,3% para oocistos.

As análises da água com turbidez de 100 ± 5 uT indicaram que os decantadores apresentaram eficiências de remoção semelhantes. As eficiência médias de remoção obtidas para o decantador de alta taxa foram: 96,4% para turbidez, 97,6% para microesferas e 99,6% para oocistos. Para o decantador convencional de escoamento vertical, as eficiências foram: 96,0% para turbidez, 97,5% para microesferas e 99,6% para oocistos de *Cryptosporidium*.

Na Tabela 5.7 são apresentados os valores de log-remoção dos parâmetros monitorados no efluente dos decantadores, nos ensaios com coagulação com sulfato de alumínio.

Tabela 5.7 – Média de log-remoção dos oocistos e indicadores físicos de oocistos de *Cryptosporidium* obtidos nos experimentos com coagulação de sulfato de alumínio.

Log- remoção dos parâmetros analisados	Água de estudo com turbidez $10 \pm 0,5$ uT		Água de estudo com turbidez 100 ± 5 uT	
	Decantador Conv.	Decantador Alta taxa	Decantador Conv.	Decantador Alta taxa
Turbidez	0,46	0,45	1,53	1,53
Microesferas	1,71	0,80	0,82	0,99
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	2,26	1,80	2,03	1,76

Observa-se que para as duas águas de estudo, a remoção média de oocistos de *Cryptosporidium* foi maior que dos indicadores. Com relação à eficiência dos decantadores, verifica-se que o decantador convencional apresentou melhor desempenho. Desta forma, para as condições indicadas, os experimentos que utilizaram sulfato de alumínio, os indicadores físicos analisados servem como possíveis indicadores dos oocistos para avaliar a eficiência do processo de clarificação de um ETA

Para as carreiras em que foi utilizado cloreto férrico no processo de coagulação das águas de estudo, os log-remoção obtidos estão apresentados na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 – Média de log-remoção dos oocistos e indicadores físicos de oocistos de *Cryptosporidium* obtidos nos experimentos com coagulação de cloreto férrico.

Log- remoção dos parâmetros analisados	Água de estudo com turbidez $10 \pm 0,5$		Água de estudo com turbidez 100 ± 5 uT	
	Decantador Conv.	Decantador Alta	Decantador Conv.	Decantador Alta taxa
Turbidez	1,02	1,13	1,41	1,45
Microesferas	1,74	1,69	1,66	1,66
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	2,19	2,22	2,43	2,48

Os resultados mostrados nesta tabela demonstram que, assim como para os ensaios em que foi utilizado sulfato de alumínio, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi maior que dos indicadores. Porém, o decantador de alta taxa apresentou melhor desempenho na remoção de oocistos. Desta maneira, para as condições indicadas, ou seja, carreiras tratadas com cloreto férrico, os indicadores físicos analisados servem como possíveis indicadores dos oocistos para avaliar a eficiência do processo de clarificação de um ETA.

Na literatura alguns trabalhos foram realizados para avaliar a eficiência de decantadores na remoção de oocistos. Baudin & Laîne (1998) *apud* Lechevallier *et al.* (2004) realizaram estudos em três ETAs, em escala real, e encontraram no efluente do decantador, remoção de 2 a 2,8 logs de *Cryptosporidium* e 1,0 a 2,7 log de turbidez. Haas *et al.* (2000) citado por Lechevallier *et al.* (2004) realizaram estudos para avaliar a coagulação, floculação e sedimentação na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Os autores chegaram à conclusão de que a remoção de oocistos através do tratamento convencional (sem análise da etapa de filtração), com utilização de sulfato de alumínio no processo de coagulação, tem apresentado valores de remoção iguais 1 e 2 logs.

Com relação à remoção de turbidez e de oocistos observa-se que para as águas de estudo com turbidez igual a 100 ± 5 uT, a remoção de oocistos foi maior. De acordo com o trabalho de Dugan *et al.* (2001), em instalações-piloto de tratamento convencional, as remoções de partículas e indicadores de oocistos de *Cryptosporidium*, sob condições otimizadas de coagulação se apresentaram correlacionadas com a turbidez da água bruta – menor remoção observada para baixa turbidez e melhor remoção com maior turbidez.

É discutido na literatura que as microesferas são particularmente importantes porque nenhum substituto fidedigno para remoção física de *Cryptosporidium* durante o tratamento de água existe neste momento. São várias vantagens oferecidas pelas microesferas durante o processo de tratamento, uma delas é apresentar um custo substancialmente inferior ao dos oocistos, não requerer anticorpo marcador e não apresentar ameaça para saúde pública (Emelko *et al.*, 2003).

Concluindo, a pesquisa em questão mostra que, de acordo com a literatura, os decantadores, sendo alta taxa ou convencional, são capazes de remover de 1 a 2 logs os oocistos presentes na água bruta.

6 CONCLUSÕES

Esta pesquisa teve como objetivo contribuir para o conhecimento relativo à remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em águas para consumo humano. Desta forma, foram realizados experimentos, em escala piloto, para avaliar o desempenho dos decantadores, convencional de escoamento vertical e alta taxa, na remoção de oocistos e de indicadores físicos de *Cryptosporidium*. Foram ensaiadas águas de estudo diferentes, uma com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT e outra com turbidez igual a 100 ± 5 uT, ambas inoculadas com 5×10^3 oocistos de *Cryptosporidium*/L. Com base nos experimentos realizados e nos resultados obtidos, conclui-se que:

- O cloreto férrico revelou-se mais eficiente na remoção dos parâmetros monitorados do que o sulfato de alumínio, possibilitando faixas mais amplas de regiões otimizadas. Entretanto, o cloreto férrico, em dosagens elevadas e em pH de coagulação mais baixos, conferiu cor às águas de estudo;
- A comparação feita para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, em função da turbidez da água de estudo, indicou que no decantador convencional de escoamento vertical, nos experimentos com sulfato de alumínio, as diferenças foram estatisticamente significativas, indicando que a turbidez da água de estudo influencia na remoção de oocistos. Para as carreiras tratadas com cloreto férrico, não houve diferenças significativas entre os dois tipos de água estudadas. Com relação ao decantador de alta taxa, os experimentos que empregaram sulfato de alumínio ou cloreto férrico não apresentaram diferenças significativas na remoção de oocistos para os dois tipos de água, concluindo-se que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* não foi influenciada pela turbidez da água de estudo;
- A remoção de microesferas e de oocistos de *Cryptosporidium* foi semelhante nas águas de estudo com uso de sulfato de alumínio ou cloreto férrico. Ressalta-se que em alguns ensaios, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi maior que a remoção de microesferas. Este fato pode ser atribuído às características dos parâmetros analisados, ao grau de recuperação da metodologia adotada ou ao pequeno número de amostras coletadas;

- Para comparar a eficiência de remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium* nos decantadores empregados na instalação-piloto, observou-se que no tratamento da água de estudo tipo I ($10 \pm 0,5$ uT), com sulfato de alumínio ou com cloreto férrico, a eficiência do decantador convencional de escoamento vertical foi superior a do decantador de alta taxa, para todos os parâmetros analisados. As médias de eficiências obtidas para o decantador convencional foi de 64,8% para turbidez, 97,6% para microesferas e 99,4% para oocistos, com utilização de sulfato de alumínio no tratamento, e de 89,8% para turbidez, 97,2% para microesferas e 99,2% para oocistos, com a utilização de cloreto férrico. Para o decantador de alta taxa, as médias de eficiências obtidas foram de 61,7% para turbidez, 83,7% para microesferas e 98,2% para oocistos, quando aplicado sulfato de alumínio e de 92,1% para turbidez, 96,7% para microesferas e 99,3% para oocistos, quando utilizado cloreto férrico no tratamento;
- As análises da água de estudo tipo II (100 ± 5 uT) tratadas com sulfato de alumínio indicaram que os decantadores apresentaram desempenho semelhantes com relação a remoção dos parâmetros monitorados. Para o decantador de alta taxa, as médias de eficiência de remoção obtidas foram: 97,0% para turbidez, 88,1% para microesferas e 97,9% para oocistos. Para o decantador convencional de escoamento vertical, as médias de eficiências de remoção obtidas foram: 97,0% para turbidez, 81,5% para microesferas e 99,1% para oocistos.
- Para os experimentos realizados com cloreto férrico no tratamento das águas tipo II os decantadores também apresentaram eficiências de remoção estatisticamente semelhantes. As médias de eficiência de remoção obtidas para o decantador de alta taxa foram: 96,4% para turbidez, 97,6% para microesferas e 99,6% para oocistos. Para o decantador convencional de escoamento vertical, as médias de eficiências de remoção obtidas foram: 96,0% para turbidez, 97,5% para microesferas e 99,6% para oocistos de *Cryptosporidium*.
- A pesquisa mostrou que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi maior que a dos indicadores. Porém, o decantador de alta taxa apresentou melhor desempenho na remoção dos mesmos. Desta maneira, para as condições indicadas, ou seja, carreiras

tratadas com cloreto férrico ou com sulfato de alumínio, os indicadores físicos analisados servem como possíveis substitutos dos oocistos para avaliar a eficiência do processo de clarificação de um ETA.

- A pesquisa em questão sugere que os decantadores, sendo alta taxa ou convencional, são capazes de remover de 1 a 2 logs os oocistos presentes na água bruta, o que está de acordo com dados citados na literatura.

7 RECOMENDAÇÕES

A partir dos conhecimentos adquiridos na realização deste trabalho, faz-se as seguintes recomendações e sugestões para pesquisas futuras relacionadas ao tema:

- Para conferir turbidez à água de estudo utilizar caulim, pois este apresenta melhor estabilidade, sendo possível preparar uma suspensão concentrada com maiores valores de turbidez;
- Usar polímeros no processo de coagulação para avaliar a eficiência de remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*;
- Realizar um maior número de ensaios para melhorar a consistência estatística na análise dos resultados;
- Realizar estudos com ETAs em escala real para avaliar o desempenho dos decantadores na remoção de indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium*;
- Melhorar a eficiência e reduzir custos da técnica de quantificação de *Cryptosporidium* viabilizando sua aplicação em ETAs.

8 REFERÊNCIAS

ABOYTES, R., DI GIOVANNI, G. D., ABRAMS, F. A., RHEINECKER, C., SHAW, N., LECHEVALLIER, M. W. Detection of infectious *Cryptosporidium* in filtered drinking water. **Jornal American Water Works Association**, v. 96, n. 9, p. 88-98, 2004.

AMBURGEY, J. E., AMIRTHARAJAH, A., YORK, M. T., BROUCKAERT, B. M., SPIVEY, N. C., ARROWOOD, M. J. Comparison of Conventional and Biological Filter Performance for *Cryptosporidium* and Microsphere Removal. **Jornal American Water Works Association**, v. 97, n. 12, p. 77-91, 2005.

AMIRTHARAJAH, A., MILLS, K. M., Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. **Journal of American Water Works Association**, p. 210-216, Apr. 1982.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4th edition. New York: McGraw-Hill, Inc., 1990. 1194 p *apud* SANTOS, E. P. C. C. Coagulação da água da represa vargem das flores visando tratamento por filtração direta. 2004. 146p. (dissertação de Mestrado). Escola de Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais.

BAUDIN I., LAÎNE J. M. Assessment and optimization of clarification process for *Cryptosporidium* removal. American Water Works Association Water Quality Technology Confere. Denver, CO, American Water Works Association *apud* LeCHEVALLIER M. W., AU K. K. Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water. **World Health Organization and IWA**. Geneva 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde. 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. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 2004.

BRATBY, J. R. Optimizing coagulants and flocculants AIDS for settling. **Jornal American Water Works Association**, v. 73, n. 6, p. 312-318, 1981 *apud* Di BERNARDO, L.; Di BERNARDO, A. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. São Carlos: RIMA, 2005, 792p.

BROWN R. A., CORNWELL D. A. Using spore removal to monitor plant performance for *Cryptosporidium* removal. **Jornal American Water Works Association**, v. 99, n. 3, p. 95-109, 2007.

CALLEGARI-JACQUES S. **Bioestatística: Princípios e Aplicações**. 3ª Edição. v.1, 255p. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CAMP, T. R. Flocculation and flocculation basins. ASCE Transactions, v. 120, p. 1-16, 1955 *apud* Di BERNARDO, L.; Di BERNARDO, A. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. São Carlos: RIMA, 2005, 792p.

CORNWELL, D. A. , BROW, R. A , MACPHEE, M. J. WICHSER, R.. Applying the LT2ESWTR microbial toolbox. **Journal American Water Works Association**. v. p 76 – 79, 2003.

CORONA-VASQUEZ, B., SAMUELSON, A., RENNECKER, J. L., MARIÑAS, B. J. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with ozone and free chlorine. **Water Research**. v. 36, p.4053-4063, 2002.

COX P., FISHER I., KASTL G., JEGATHEESAN V., WARNECKE M., ANGLES M., BUSTAMANTE H., CHIFFINGS T., HAWKINGS P. R. Sydney 1998 – lessons from a drinking water crisis. **Jornal American Water Works Association**, v. 95, n. 5, p. 147-161, 2003.

CRAUN, G. F.; HUBBS, S. A.; FROST, F.; CALDERON, R. L.; VIA, S. H. Waterborne outbreaks of cryptosporidiosis. **Jornal American Water Works Association**, v.90, n. 9, p. 81-91, 1998.

CULP, G., HANSEN, S., RICHARDSON, G. High-rate sedimentation in water treatment works. **Jornal American Water Works Association**, p. 681- 697, June 1968.

CUNHA, F. H. R. **Estudo do comportamento hidráulico e da eficiência de decantação de alta taxa**, 1990. (dissertação de Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo *apud* Di BERNARDO, L.; Di BERNARDO, A. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. São Carlos: RIMA, 2005, 792p.

DAI X., BOLL J. Settling velocity of *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia*. **Water Research**, v. 40, p. 1321 - 1325, 2006.

D'ANTONIO R. G., WINN R. E., TAYLOR J. P., GUSTAFSON T. L., CURRENT WL, RHODES M. M., GARY G. W., ZAJAC R. A. A waterborne outbreak of cryptosporidiosis in normal hosts. *Annals of Internal Medicine*. v. 103, p. 886 – 888, 1985 *apud* LADEIA, M. M. **Avaliação da eficiência da filtração rápida descendente na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* sp em instalação piloto**. 2004. p. 80. (dissertação de Mestrado). Escola de Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais.

Di BERNARDO, L.; Di BERNARDO, A. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. São Carlos: RIMA, 2005, 792p.

Di BERNARDO, A.; **Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada**. 2004. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia - Universidade de São Paulo.

DUGAN, N. R.; FOX, K. R.; OWENS J. H.; MILTNER, R. J. Controlling *Cryptosporidium* oocysts using conventional treatment. **Journal American Water Works Associations**, v. 93, n. 12, p. 64-76, 2001.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E. (2005) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. APHA, AWWA, WEF. 21st ed. Washington.

EMELKO, M. B.; HUCK, P. M.; DOUGLAS, I. P.; VAN DER OEVER, J.; *Cryptosporidium* and microsphere removal during late in-cycle filtration. **Journal American Water Works Association**., p. 173-182, 2003.

EMELKO, M. B.; HUCK, P. M.; DOUGLAS, I. P.; VAN DER OEVER, J.; *Cryptosporidium* and microsphere removal during low turbidity end-of-run and early breakthrough filtration. **American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings**., 2000.

FOX, K. R.; DUGAN, N.; MILTNER, R.; LYTTLE, D. A.; WILLIAM D.; PARRETT, C.; FELD, C.; OWENS, J.; RICE, E.; JOHNSON, C. H. Comparative removal of *Cryptosporidium* and surrogates in a low flow pilot plant system. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE. 1998, San Diego, USA, *Proceedings*... San Diego, USA : AWWA, 1998.

HAAS, C. N. *et al.* Critical review of existing data on physical and chemical removal of *Cryptosporidium* in drinking water. **American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association**. Denver (CO) 2000 *apud* LeCHEVALLIER M. W., AU K. K. Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water. **World Health Organization and IWA**. Geneva 2004.

HANSEN S. P., CULP. G. Applying shallow depth sedimentation theory. **Journal American Water Works Association**., p. 1134-1148, September 1967.

HAZEN, A. On sedimentation. Transactions ASCE, nº 980, 1904 *apud* Di BERNARDO, L.; Di BERNARDO, A. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. São Carlos: RIMA, 2005, 792p.

HSU, B. M., YEH, H. H. Removal of *Giardia* and *Cryptosporidium* in drinking water treatment: a pilot-scale study. **Water Research**. v. 37, p.1111-1117, 2002.

LADEIA, M. M. **Avaliação da eficiência da filtração rápida descendente na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* sp em instalação piloto**. 2004. 80p. (dissertação de Mestrado). Escola de Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais.

LANGONI J. G., SOUZA L. R. *Cryptosporidium* sp in HIV-infected individuals attending a Brazilian University Hospital. **Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases**, v. 13, n. 4, 2007.

LeCHEVALLIER M. W., AU K. K. Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water. **World Health Organization and IWA**. Geneva 2004.

LISLE J.T., ROSE J. B. Cryptosporidium contamination of water in the USA and UK: a mini-review. **Journal of Water Supply Research and Technology**. v. 44, n. 33, p. 103-107, 1995.

MENDES, C. G. **Estudo da coagulação e floculação das águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis**. 1989. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia -USP, São Carlos *apud* Di BERNARDO, L.; Di BERNARDO, A. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. São Carlos: RIMA, 2005, 792p.

NIEMINSKI, E.C.; BELLAMY, W. D.; MOSS, L. R. Using Surrogates to Improve Plant Performance. **Journal American Water Works Association**. p.67 - 78. Março, 2000.

OKUDA, T., DEEVANHXAY, P., NISHIJIMA, W., OKADA, M. Enhancement of *Cryptosporidium* oocysts removal by coagulation and sedimentation with poly-silicate iron (PSI). **Journal of Chemical Engineering of Japan**. v. 39, n. 2, p.137-143, 2006a.

OKUDA, T., DEEVANHXAY, P., HASEGAWA, T., NISHIJIMA, W., OKADA, M. Improvement of sedimentation by the coagulation using poly-silicate iron for the removal of *Cryptosporidium* oocysts. **Separation science and technology**. v. 41, n. 15, p. 3387 – 3396, 2006b

PÁDUA, V.L. **Metodologia para determinação dos gradientes de velocidade médios em unidades de floculação de mistura completa com câmaras em série e escoamento contínuo a partir de ensaios em reatores estáticos**. 1994. 165p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos.

PROSAB, EDITAL 5, TEMA 1; Diretrizes extraídas da reunião realizada em Belo

Horizonte/MG. Ata da reunião de 13 e 14/07/2006, não publicado. 6 p.

PLUMMER J. D., EDZWALD J. K., KELLEY M. B. Removing *Cryptosporidium* by dissolved-air flotation. **Journal American Water Works Association**. v. 87, p. 85-95, 1995.

RICE E. W., FOX K. R., MILYNER R. J., LYTLE D. A., JOHNSON C. H. Evaluating plant performance with endospores. **Journal**. v. 88, p. 122-130, 1996.

RICE E. W., FOX K. R., MILYNER R. J., LYTLE D. A., JOHNSON C. H. Microbiological surrogate for evaluating treatment efficiency. Proc. **American Water Works Association WQTC**, San Francisco, Nov., 1994.

RICHARDSON A. J., FRANKENBERG R. A., BUCK A. C., SELKON J. B., COLBOURNE J. S., PARSONS J. W., MAYON-WHITE R. T. An outbreak of cryptosporidiosis in Swindon and Oxfordshire. **Epidemiology Infectious**, v. 107, p. 485-495, 1991.

SANTOS, E. P. C. C. **Coagulação da água da represa vargem das flores visando tratamento por filtração direta.** 2004. 146p. (dissertação de Mestrado). Escola de Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais.

STAMFORD, T. L. M.; LIMA, E. C. *Cryptosporidium spp.* no ambiente aquático: aspectos relevantes da disseminação e diagnóstico. **Ciência e Saúde coletiva**, v. 8, n. 3, p. 791-800, 2003.

STATISTICA 6.1 STATSOFT, Inc., Tulsa, USA, 2003.

TZIPORI S., ANGUS K.W., CAMPBELL I., GRAY E.W. *Cryptosporidium*: evidence for a single-species genus. **Infectology and Immunity**. v. 30, p. 884-886, 1980 *apud* STAMFORD, T. L. M.; LIMA, E. C. *Cryptosporidium spp.* no ambiente aquático: aspectos relevantes da disseminação e diagnóstico. **Ciência e Saúde coletiva**, v. 8, n. 3, p. 791-800, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Federal Register – Part II – 40CFR, Parts 9, 141 and 142. National Primary Drinking Water. Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule. Thursday, January 5, 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Method 1623: Cryptosporidium and Giardia in water by filtration/IMS/FA.* Washington - DC, Abril, 2001.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. National primary drinking water regulations: Interim enhanced surface water treatment rule. **Federal Register**, v. 63, n. 241, p. 69478 – 69521, 1998 *apud* LeCHEVALLIER M. W., AU K. K. Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water. *Geneva. World Health Organization and IWA.* 2004.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Method 1623: Cryptosporidium and Giardia in Water by filtration/IMS/FA.* December 2005.

XAGORARAKI,I.; HARRINGTON, G.W.; ASSAVASILAVASUKUL, P.; STANDRIDGE, J. H. Removal of emerging waterborne pathogens and pathogen indicators: by pilot-scale conventional treatment. **Journal American Water Works Association.** p. 102 – 113. Maio, 2004.

XIAO L., LIMOR J., SULAIMAN I.M., ARROWOOD M. J., LAL A.A. Differentiation of *Cryptosporidium* species, strains and isolates. **American Society of Medicine and Hygiene**, v. 61, n. 3, 1999.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Water quality: guidelines, standards and health.* Ed.Lorna Fewtrell e Jamie Bartram. WHO/IWA. London.2001.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking water quality, 3ª ed. Geneva. WHO. 2004.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Emerging issues in water and infectious disease. França: WHO, 2003. 22p. Disponível em: < http://www.who.int/water_sanitation_health/emerging/en/emerging.pdf>. Acessado em: 11/09/07.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006.

YATES, R. S. G, J. F. LIANG, S. MERLO, R. P. DE LEON, R. Optimizing direct filtration process for *Cryptosporidium* removal. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 1997, Nashville, USA. *Proceedings...* Nashville, USA : AWWA, 1997 *apud* LeCHEVALLIER M. W., AU K. K. Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water. **World Health Organization and IWA**. Geneva 2004.

9 ANEXOS

9.1 Experimento realizado com água de estudo tipo I tratada com sulfato de alumínio em decantador convencional de escoamento vertical

Água bruta			
Tanques	nº 1	nº 2	Média
Turbidez	9,78	10	9,89
alcalinidade	23,6	24,2	23,9
cor	15	15	15
pH	7,6	7,5	7,6
pH corrigido	8,5	8,4	8,5

Decantador Convencional de Escoamento Vertical												
Tempo	Turbidez	pH	Vazão (L/s)	TAS (m ³ /m ² .dia)	Microesferas			Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>				
					1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de Microesferas / L	1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
00:00	7,00	7,3	0,075	20,8								
00:30	6,40		-	-								
01:00	5,10		0,075	20,8								
01:30	4,68	7,3	-	-	78	85	81,5	815	2	2	2	20
02:00	3,94		0,075	20,8								
02:30	3,80		-	-								
03:00	3,65	7,4	0,076	21,1	62	70	66	660	3	2	3	25
03:30	3,52		-	-								
04:00	3,50		0,074	20,5								
04:30	3,48	7,4	-	-	110	125	118	1175	4	1	3	25
05:00	3,28		0,073	20,2								
05:30	3,31		-	-								
06:00	3,50	7,4	0,075	20,8	275	251	263	2630	3	3	3	30
06:30	3,42		-	-								
07:00	3,05		0,075	20,8								
07:30	3,02	7,4	-	-	161	199	180	1800	7	2	5	45
08:00	2,76		0,074	20,5								
08:30	2,80		-	-								
09:00	2,56	7,4	0,075	20,8	21	34	28	275	4	1	3	25

9.2 Experimento realizado com água de estudo tipo I tratada com sulfato de alumínio em decantador de alta taxa

Água bruta			
Tanques	nº 1	nº 2	Média
Turbidez	9,78	10	9,89
alcalinidade	23,6	24,2	23,9
cor	15	15	15
pH	7,6	7,5	7,6
pH corrigido	8,5	8,4	8,5

Decantador de Alta Taxa												
Tempo	Turbidez	pH	Vazão (L/s)	TAS (m³/m².dia)	Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
					1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de Microesferas / L	1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
00:00	6,09	7,3	0,052	84,6								
00:30	5,60		-	-								
01:00	5,14		0,051	83,0								
01:30	4,50	7,3	-	-	59	59	59	590	10	3	6,5	65
02:00	5,20		0,051	83,0								
02:30	4,47		-	-								
03:00	4,32	7,4	0,051	83,0	74	68	71	710	21	4	12,5	125
03:30	4,30		-	-								
04:00	4,31		0,052	84,6								
04:30	3,86	7,4	-	-	91	110	101	1005	6	4	5	50
05:00	4,25		0,052	84,6								
05:30	3,92		-	-								
06:00	4,37	7,4	0,05	81,4	120	119	120	1195	13	10	12	115
06:30	3,75		-	-								
07:00	3,38		0,05	81,4								
07:30	2,91	7,4	-	-	70	70	70	700	17	15	16	160
08:00	2,80		0,051	83,0								
08:30	3,02		-	-								
09:00	2,79	7,4	0,051	83,0	68	73	71	705	5	2	4	35

9.3 Experimento realizado com água de estudo tipo I tratada com cloreto férrico em decantador convencional de escoamento vertical

Água bruta			
Tanques	nº 1	nº 2	Média
Turbidez	9,91	10,2	10,06
alcalinidade	28,9	31,1	30,0
cor	5,0	5	5
pH	7,7	7,9	7,8

Decantador Convencional de Escoamento Vertical												
Tempo	Turbidez	pH	Vazão (L/s)	TAS (m ³ /m ² .dia)	Microesferas			Concentração de Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
					1ª leitura	2ª leitura	Média		1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
00:00	2,98	7,5	0,074	20,5								
00:30	2,24		-	-								
01:00	2,09		0,075	20,8								
01:30	1,67	7,5	-	-	35	39	37	370	8	6	7	70
02:00	1,57		0,075	20,8								
02:30	1,45		-	-								
03:00	1,34	7,5	0,074	20,5	10	17	14	135	5	1	3	30
03:30	1,18		-	-								
04:00	1,07		0,074	20,5								
04:30	1,03	7,5	-	-	15	14	15	145	4	1	3	25
05:00	0,98		0,075	20,8								
05:30	0,93		-	-								
06:00	0,87	7,4	0,075	20,8	1	1	1	10	2	2	2	20
06:30	0,72		-	-								
07:00	0,86		0,075	20,8								
07:30	0,66	7,4	-	-	8	4	6	60	10	5	8	75
08:00	0,62		0,074	20,5								
08:30	0,62		-	-								
09:00	0,60	7,4	0,075	20,8	13	13	13	130	2	1	2	15

9.4 Experimento realizado com água de estudo tipo I tratada com cloreto férrico em decantador de alta taxa

Água bruta			
Tanques	nº 1	nº 2	Média
Turbidez	9,91	10,2	10,06
alcalinidade	28,9	31,1	30,0
cor	5,0	5	5
pH	7,7	7,9	7,8

Decantador de Alta Taxa												
Tempo	Turbidez	pH	Vazão (L/s)	TAS (m ³ /m ² .dia)	Microesferas			Concentração de Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
					1ª leitura	2ª leitura	Média		1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
00:00	1,76	7,5	0,051	83,0								
00:30	1,60		-	-								
01:00	1,31		0,05	81,4								
01:30	1,29	7,4	-	-	6	7	7	65	4	3	4	35
02:00	1,25		0,05	81,4								
02:30	1,07		-	-								
03:00	1,05	7,5	0,05	81,4	7	9	8	80	2	1	2	15
03:30	1,01		-	-								
04:00	0,99		0,051	83,0								
04:30	0,76	7,3	-	-	12	7	10	95	3	1	2	20
05:00	0,74		0,051	83,0								
05:30	0,62		-	-								
06:00	0,53	7,3	0,051	83,0	58	53	56	555	7	2	5	45
06:30	0,49		-	-								
07:00	0,52		0,051	83,0								
07:30	0,53	7,5	-	-	1	4	3	25	5	1	3	30
08:00	0,58		0,05	81,4								
08:30	0,59		-	-								
09:00	0,59	7,4	0,05	81,4	18	16	17	170	7	4	6	55

9.5 Experimento realizado com água de estudo tipo II tratada com sulfato de alumínio em decantador convencional de escoamento vertical

Água bruta			
Tanques	nº 1	nº 2	Média
Turbidez	101	102	101,5
alcalinidade	23,6	24,2	23,9
cor	75	15	45
pH	7,6	7,5	7,6

Decantador Convencional de Escoamento Vertical												
Tempo	Turbidez	pH	Vazão (L/s)	TAS (m ³ /m ² .dia)	Microesferas			Concentração de Microesferas / L	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
					1ª leitura	2ª leitura	Média		1ª leitura	2ª leitura	Média	
00:00	7,07	6,8	0,075	20,8								
00:30	6,13		-	-								
01:00	5,65		0,074	20,5								
01:30	3,88	6,9	-	-	73	71	72	720	7	4	6	55
02:00	3,80		0,075	20,8								
02:30	3,98		-	-								
03:00	3,47	6,8	0,074	20,5	55	56	56	555	10	4	7	70
03:30	3,02		-	-								
04:00	3,42		0,074	20,5								
04:30	3,89	6,9	-	-	96	84	90	900	4	2	3	30
05:00	2,82		0,074	20,5								
05:30	2,99		-	-								
06:00	2,41	6,8	0,072	20,0	217	200	209	2085	10	2	6	60
06:30	2,38		-	-								
07:00	2,40		0,073	20,2								
07:30	2,37	6,8	-	-	111	105	108	1080	8	2	5	50
08:00	2,48		0,074	20,5								
08:30	2,39		-	-								
09:00	2,37	6,8	0,074	20,5	21	20	21	205	4	2	3	30

9.6 Experimento realizado com água de estudo tipo II tratada com sulfato de alumínio em decantador de alta taxa

Água bruta			
Tanques	nº 1	nº 2	Média
Turbidez	101	102	101,5
alcalinidade	23,6	24,2	23,9
cor	75	15	45
pH	7,6	7,5	7,6

Decantador de Alta Taxa												
Tempo	Turbidez	pH	Vazão (L/s)	TAS (m³/m².dia)	Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
					1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de Microesferas / L	1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
00:00	5,19	6,7	0,05	81,4								
00:30	4,19		-	-								
01:00	3,53		0,051	83,0								
01:30	3,55	6,8	-	-	17	13	15	150	22	2	12	120
02:00	3,68		0,05	81,4								
02:30	3,22		-	-								
03:00	3,35	6,8	0,05	81,4	74	76	75	750	21	1	11	110
03:30	2,94		-	-								
04:00	3,21		0,05	81,4								
04:30	3,00	6,8	-	-	71	52	62	615	26	4	15	150
05:00	2,81		0,049	79,7								
05:30	3,01		-	-								
06:00	2,95	6,8	0,05	81,4	110	99	105	1045	23	2	13	125
06:30	2,88		-	-								
07:00	2,63		0,05	81,4								
07:30	2,41	6,8	-	-	70	65	68	675	17	1	9	90
08:00	2,54		0,05	81,4								
08:30	2,57		-	-								
09:00	2,90	6,7	0,051	83,0	38	31	35	345	3	1	2	20

9.7 Experimento realizado com água de estudo tipo II tratada com cloreto férrico em decantador convencional de escoamento vertical

Água bruta			
Tanques	nº 1	nº 2	Média
Turbidez	103	105	104
alcalinidade	28,9	33,1	31
cor	100	100	100
pH	7,6	7,6	7,6
pH corrigido	8,2	8,2	8,2

Decantador Convencional de Escoamento Vertical												
Tempo	Turbidez	pH	Vazão (L/s)	TAS (m ³ /m ² .dia)	Microesferas			Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>				
					1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de Microesferas / L	1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L
00:00	11,60	6,7	0,076	21,1								
00:30	9,83		-	-								
01:00	6,90		0,078	21,6								
01:30	6,52	6,9	-	-	13	19	16	160	4	3	4	35
02:00	6,14		0,079	21,9								
02:30	5,24		-	-								
03:00	4,78	6,9	0,077	21,3	12	16	14	140	2	3	3	25
03:30	4,43		-	-								
04:00	3,89		0,077	21,3								
04:30	3,71	7	-	-	22	25	24	235	1	2	2	15
05:00	3,58		0,076	21,1								
05:30	3,53		-	-								
06:00	3,33	6,85	0,077	21,3	7	12	10	95	2	2	2	20
06:30	3,25		-	-								
07:00	3,25		0,076	21,1								
07:30	3,41	6,9	-	-	3	5	4	40	1	1	1	10
08:00	3,45		0,077	21,3								
08:30	3,46		-	-								
09:00	3,30	6,8	0,078	21,6	7	11	9	90	1	2	2	15

9.8 Experimento realizado com água de estudo tipo II tratada com cloreto férrico em decantador de alta taxa

Água bruta			
Tanques	nº 1	nº 2	Média
Turbidez	103	105	104
alcalinidade	28,9	33,1	31
cor	100	100	100
pH	7,6	7,6	7,6
pH corrigido	8,2	8,2	8,2

Tempo	Turbidez	pH	Vazão (L/s)	TAS (m ³ /m ² .dia)	Decantador de Alta Taxa								
					Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>				
					1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de Microesferas / L	1ª leitura	2ª leitura	Média	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> / L	
00:00	6,43	6,8	0,051	83,0									
00:30	5,02		-	-									
01:00	4,25		0,053	86,2									
01:30	4,36	6,9	-	-	11	7	9	90	2	1	2	15	
02:00	4,03		0,053	86,2									
02:30	4,08		-	-									
03:00	3,81	6,9	0,051	83,0	22	25	24	235	2	2	2	20	
03:30	3,54		-	-									
04:00	3,59		0,052	84,6									
04:30	3,54	7	-	-	7	13	10	100	4	3	4	35	
05:00	3,55		0,053	86,2									
05:30	3,45		-	-									
06:00	3,68	6,85	0,052	84,6	7	13	10	100	1	1	1	10	
06:30	3,63		-	-									
07:00	3,42		0,051	83,0									
07:30	3,66	6,9	-	-	8	8	8	80	1	1	1	10	
08:00	3,73		0,053	86,2									
08:30	3,44		-	-									
09:00	3,33	6,8	0,052	84,6	8	13	11	105	1	3	2	20	

9.9 Cálculo das eficiências de remoção dos indicadores físicos e de oocistos de Cryptosporidium nos decantadores – Água de estudo tipo I tratada com sulfato de alumínio

Decantador Convencional de Escoamento Vertical												
Amostras	Turbidez				Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
	Turbidez afluente	Turbidez remanescente	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção
1	9,89	4,68	52,68%	-0,325	5000	81,5	98,37%	-1,788	5000	20	99,60%	-2,398
2	9,89	3,65	63,09%	-0,433	5000	66	98,68%	-1,879	5000	25	99,50%	-2,301
3	9,89	3,48	64,81%	-0,454	5000	117,5	97,65%	-1,629	5000	25	99,50%	-2,301
4	9,89	3,50	64,61%	-0,451	5000	263	94,74%	-1,279	5000	30	99,40%	-2,222
5	9,89	3,02	69,46%	-0,515	5000	180	96,40%	-1,444	5000	45	99,10%	-2,046
6	9,89	2,56	74,12%	-0,587	5000	27,5	99,45%	-2,260	5000	25	99,50%	-2,301

Decantador de alta taxa												
Amostras	Turbidez				Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
	Turbidez afluente	Turbidez remanescente	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção
1	9,89	4,50	54,50%	-0,342	5000	590	88,20%	-0,928	5000	65	98,70%	-1,886
2	9,89	4,32	56,32%	-0,360	5000	710	85,80%	-0,848	5000	125	97,50%	-1,602
3	9,89	3,86	60,97%	-0,409	5000	1005	79,90%	-0,697	5000	50	99,00%	-2,000
4	9,89	4,37	55,81%	-0,355	5000	1195	76,10%	-0,622	5000	115	97,70%	-1,638
5	9,89	2,91	70,58%	-0,531	5000	700	86,00%	-0,854	5000	160	96,80%	-1,495
6	9,89	2,79	71,79%	-0,550	5000	705	85,90%	-0,851	5000	35	99,30%	-2,155

9.10 Cálculo das eficiências de remoção dos indicadores físicos e de oocistos de Cryptosporidium nos decantadores – Água de estudo tipo I tratada com cloreto férrico

Decantador Convencional de Escoamento Vertical												
Amostras	Turbidez				Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
	Turbidez afluente	Turbidez remanescente	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção
1	10,06	1,67	83,40%	-0,780	5000	370	92,60%	-1,131	5000	70	98,60%	-1,854
2	10,06	1,34	86,68%	-0,875	5000	135	97,30%	-1,569	5000	30	99,40%	-2,222
3	10,06	1,03	89,76%	-0,990	5000	145	97,10%	-1,538	5000	25	99,50%	-2,301
4	10,06	0,87	91,40%	-1,066	5000	10	99,80%	-2,699	5000	20	99,60%	-2,398
5	10,06	0,66	93,43%	-1,182	5000	60	98,80%	-1,921	5000	75	98,50%	-1,824
6	10,06	0,60	94,06%	-1,226	5000	130	97,40%	-1,585	5000	15	99,70%	-2,523

Decantador de alta taxa												
Amostras	Turbidez				Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
	Turbidez afluente	Turbidez remanescente	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção
1	10,06	1,29	87,18%	-0,892	5000	65	98,70%	-1,886	5000	35	99,30%	-2,155
2	10,06	1,05	89,56%	-0,981	5000	80	98,40%	-1,796	5000	15	99,70%	-2,523
3	10,06	0,76	92,45%	-1,122	5000	95	98,10%	-1,721	5000	20	99,60%	-2,398
4	10,06	0,53	94,69%	-1,275	5000	555	88,90%	-0,955	5000	45	99,10%	-2,046
5	10,06	0,53	94,77%	-1,282	5000	25	99,50%	-2,301	5000	30	99,40%	-2,222
6	10,06	0,59	94,11%	-1,230	5000	170	96,60%	-1,469	5000	55	98,90%	-1,959

9.11 Cálculo das eficiências de remoção dos indicadores físicos e de oocistos de *Cryptosporidium* nos decantadores – Água de estudo tipo II tratada com sulfato de alumínio

Decantador Convencional de Escoamento Vertical												
Amostras	Turbidez				Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
	Turbidez afluente	Turbidez remanescente	Eficiência de remoção de turbidez	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção
1	101,5	3,88	96,18%	-1,418	5000	720	85,60%	-0,842	5000	55	98,90%	-1,959
2	101,5	3,47	96,58%	-1,466	5000	555	88,90%	-0,955	5000	70	98,60%	-1,854
3	101,5	3,89	96,17%	-1,417	5000	900	82,00%	-0,745	5000	30	99,40%	-2,222
4	101,5	2,41	97,63%	-1,624	5000	2085	58,30%	-0,380	5000	60	98,80%	-1,921
5	101,5	2,37	97,67%	-1,632	5000	1080	78,40%	-0,666	5000	50	99,00%	-2,000
6	101,5	2,37	97,67%	-1,632	5000	205	95,90%	-1,387	5000	30	99,40%	-2,222

Decantador de alta taxa												
Amostras	Turbidez				Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
	Turbidez afluente	Turbidez remanescente	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção
1	101,5	3,55	96,50%	-1,456	5000	150	97,00%	-1,523	5000	120	97,60%	-1,620
2	101,5	3,35	96,70%	-1,481	5000	750	85,00%	-0,824	5000	110	97,80%	-1,658
3	101,5	3,00	97,04%	-1,529	5000	615	87,70%	-0,910	5000	150	97,00%	-1,523
4	101,5	2,95	97,09%	-1,537	5000	1045	79,10%	-0,680	5000	125	97,50%	-1,602
5	101,5	2,41	97,63%	-1,624	5000	675	86,50%	-0,870	5000	90	98,20%	-1,745
6	101,5	2,90	97,14%	-1,544	5000	345	93,10%	-1,161	5000	20	99,60%	-2,398

9.12 Cálculo das eficiências de remoção dos indicadores físicos e de oocistos de Cryptosporidium nos decantadores – Água de estudo tipo II tratada com cloreto férrico

Decantador Convencional de Escoamento Vertical												
Amostras	Turbidez				Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
	Turbidez afluente	Turbidez remanescente	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção
1	104	6,52	93,73%	-1,203	5000	160	96,80%	-1,495	5000	35	99,30%	-2,155
2	104	4,78	95,40%	-1,338	5000	140	97,20%	-1,553	5000	25	99,50%	-2,301
3	104	3,71	96,43%	-1,448	5000	235	95,30%	-1,328	5000	15	99,70%	-2,523
4	104	3,33	96,80%	-1,495	5000	95	98,10%	-1,721	5000	20	99,60%	-2,398
5	104	3,41	96,72%	-1,484	5000	40	99,20%	-2,097	5000	10	99,80%	-2,699
6	104	3,30	96,83%	-1,499	5000	90	98,20%	-1,745	5000	15	99,70%	-2,523

Decantador de alta taxa												
Amostras	Turbidez				Microesferas				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>			
	Turbidez afluente	Turbidez remanescente	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção	Concentração afluente/L	Concentração efluente/L	Eficiência de remoção	Log-remoção
1	104	4,36	95,81%	-1,378	5000	90	98,20%	-1,745	5000	15	99,70%	-2,523
2	104	3,81	96,34%	-1,436	5000	235	95,30%	-1,328	5000	20	99,60%	-2,398
3	104	3,54	96,60%	-1,468	5000	100	98,00%	-1,699	5000	35	99,30%	-2,155
4	104	3,68	96,46%	-1,451	5000	100	98,00%	-1,699	5000	10	99,80%	-2,699
5	104	3,66	96,48%	-1,454	5000	80	98,40%	-1,796	5000	10	99,80%	-2,699
6	104	3,33	96,80%	-1,495	5000	105	97,90%	-1,678	5000	20	99,60%	-2,398